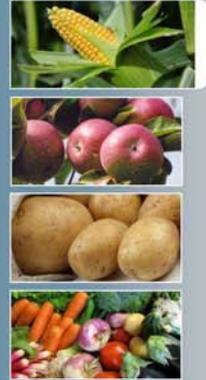


Présence de pesticides dans l'eau au Québec

Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya 2011 à 2014



Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée sous la coordination de la Direction du suivi de l'état de l'environnement du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC).

Renseignements

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec le centre d'information du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Téléphone : 418 521-3820

1 800 561-1616 (sans frais)

Télécopieur : 418 656-5974

Courriel : info@mddelcc.gouv.qc.ca

Internet : www.mddelcc.gouv.qc.ca

Référence à citer :

GIROUX, I. (2015). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya – 2011 à 2014*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN . 978-2-550-73603-5, 47 p. + 5 ann. [En ligne] <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/pesticides.htm>

Dépôt légal – 2015

Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2015

ISBN 978-2-550-73603-5

© Gouvernement du Québec, 2015

RÉALISATION

Rédaction

Isabelle Giroux
Direction du suivi de l'état de l'environnement
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

Collaboration spéciale

Lyne Pelletier – Suivi biologique
François D'Auteuil-Potvin – Traitement statistique
Direction du suivi de l'état de l'environnement (MDDELCC)

Révision scientifique

Marc Sinotte
Lyne Pelletier
Julie Moisan
Direction du suivi de l'état de l'environnement (MDDELCC)

Julie Corriveau
Gaétan Roy
Direction des matières dangereuses et des pesticides (MDDELCC)

Marie-Claire Grenon
Centre d'expertises en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)
Direction de l'analyse chimique

Marie-Hélène April
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
Direction de l'agroenvironnement et du développement durable

Danielle Bernier
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
Direction de la phytoprotection

Échantillonnage – techniciens

Stéphanie Locas
Yves Laporte
Direction du suivi de l'état de l'environnement (MDDELCC)

Échantillonnage – observateurs

Violette Barrière
Dany Beaulac
Richard Cardin
Yves Côté
Ginette Robert
Francis Roy

Analyses de laboratoire

Sébastien Côté
Christian Deblois
Marie-Claire Grenon
Benoît Sarrasin
Centre d'expertises en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)
Direction de l'analyse chimique

Mots clés :

pesticides, cours d'eau, maïs, soya, glyphosate, atrazine, métolachlore, néonicotinoïdes, thiaméthoxame, clothianidine.

RÉSUMÉ

Chaque année, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) échantillonne des cours d'eau des régions agricoles du Québec pour y vérifier la présence de pesticides. Au fil des ans, un réseau permanent de suivi des pesticides (réseau de base), composé de dix stations, a été mis en place pour suivre l'évolution de leurs concentrations dans les cours d'eau à proximité de cultures ciblées. Les cultures de maïs et de soya, qui couvrent de vastes superficies dans le sud du Québec (environ 763 000 hectares) et qui utilisent une proportion importante des pesticides commercialisés au Québec, sont parmi ces cultures ciblées. Quatre des dix stations du réseau de base sont situées dans des cours d'eau de bassins versants à dominance de maïs et de soya. Ces stations sont situées dans les rivières Chibouet (bassin versant de la rivière Yamaska), des Hurons (bassin versant de la rivière Richelieu), Saint-Régis (affluent du Saint-Laurent) et Saint-Zéphirin (bassin versant de la rivière Nicolet). Ce rapport présente les résultats obtenus pour les années d'échantillonnage 2011 à 2014, ainsi que l'évolution des concentrations mesurées depuis 1992.

En plus du réseau de base, un suivi rotatif a récemment été instauré à certaines stations du Réseau-rivières. Ainsi, depuis 2012, 23 rivières en milieu agricole ont été échantillonnées pour y vérifier la présence de pesticides et améliorer nos connaissances sur l'étendue spatiale de la problématique de contamination par les pesticides. Une synthèse des résultats obtenus pour ces rivières est aussi présentée dans ce rapport.

La présence d'herbicides dans les cours d'eau des secteurs agricoles en culture de maïs et de soya est une problématique connue depuis plusieurs années. Les résultats du suivi de 2011 à 2014 pour les quatre stations du réseau de base situées dans des bassins versants à dominance de maïs et de soya montrent que les herbicides associés à ces cultures y sont toujours bien présents. Le β -métoalachlore, l'atrazine, le glyphosate, l'imazéthapyr, le bentazone, le mésotrione et le dicamba sont détectés dans plus de 50 % des échantillons. En 2014, la fréquence globale de détection dans les quatre rivières était de 99 % dans le cas du β -métoalachlore, de 98 % pour l'atrazine, de 91 % dans le cas de l'imazéthapyr et de 88 % pour le glyphosate. Mais plus de 20 autres herbicides ont aussi été détectés dans ces rivières.

Parmi les 23 rivières du Réseau-rivières qui ont été échantillonnées, 9 sont plus touchées et comptent entre 20 et 30 pesticides. Ce sont les rivières à la Barbuée, à la Tortue, Chaloupe, Delisle, L'Acadie, L'Achigan, Mascouche, Rouge et Yamaska. Globalement, ce sont les mêmes herbicides associés aux cultures de maïs et de soya que pour les stations du réseau de base qui y sont détectés. Dans les 14 autres rivières, plusieurs pesticides sont également détectés. Mais leur nombre et la fréquence de leur détection dépendent de l'importance des superficies en culture de maïs et de soya dans leur bassin versant.

Le présent rapport met aussi en évidence la présence généralisée, dans les rivières de ces zones agricoles, des insecticides de la famille des néonicotinoïdes, notamment le thiaméthoxame et la clothianidine. En effet, en 2012, des modifications apportées aux analyses de laboratoire de même que l'intégration plus systématique du suivi des néonicotinoïdes ont permis de mettre en lumière leur détection très fréquente dans les cours d'eau des secteurs en maïs et soya, cultures où ces produits sont notamment utilisés en traitement de semences. Dans les rivières du réseau de base, ils sont détectés dans plus de 97 % des échantillons, mais ils ont aussi été détectés dans toutes les rivières du Réseau-rivières échantillonnées pour le suivi des pesticides de 2011 à 2014 (23 rivières). Globalement, la fréquence de leur détection dans ces rivières varie selon l'importance des superficies en maïs et en soya dans le bassin versant. Ainsi, selon le produit et la rivière, la fréquence de détection peut varier de 18 % pour des rivières où la proportion en maïs et soya est plus faible, comme pour la clothianidine dans les rivières Saint-François et Bécancour, jusqu'à 100 % pour la clothianidine et le thiaméthoxame dans les rivières Yamaska, L'Acadie et Mascouche par exemple.

Au cours de la période de 2008 à 2010, des dépassements des critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques (CVAC) étaient observés en moyenne dans 14 % des échantillons prélevés aux quatre stations du réseau de base. De 2011 à 2014, avec la détection des insecticides néonicotinoïdes dans l'eau, le nombre total de dépassements des critères a bondi. En effet, ce sont des produits très toxiques pour les espèces aquatiques et, par conséquent, le critère de qualité de l'eau visant à protéger ces dernières est très bas. En 2014, les critères de qualité de l'eau ont été dépassés, pour un ou plusieurs pesticides, dans 96,6 % des échantillons de la rivière des Hurons, et dans 100 % des échantillons pour les rivières Chibouet, Saint-Régis et Saint-Zéphirin. Pour les 23 autres rivières échantillonnées, des dépassements sont notés dans 9 % à 100 % des échantillons. De manière générale, la proportion des dépassements augmente en fonction de l'importance des superficies des cultures de maïs et de soya dans les bassins versants et les dépassements sont principalement attribuables aux insecticides néonicotinoïdes.

Pour la période de 1992 à 2014, l'évolution des concentrations des principaux herbicides détectés aux quatre stations du réseau de base montre une tendance à la baisse des concentrations médianes d'atrazine, de *s*-métolachlore, de dicamba et de bentazone, mais à la hausse pour le glyphosate et l'imazéthapyr. Par contre, l'analyse des données de la période de 2004 à 2014 montre que les concentrations de *s*-métolachlore sont stables depuis dix ans. La baisse du *s*-métolachlore constatée de 1992 à 2014 s'explique essentiellement par des changements survenus avant 2004.

La présence des pesticides affecte les espèces aquatiques. Des suivis des macroinvertébrés benthiques (insectes, mollusques, crustacés, etc.), organismes aquatiques à la base de la chaîne alimentaire, ont été effectués aux quatre stations du réseau de base. Les résultats montrent que les communautés de macroinvertébrés benthiques sont, au mieux, dans un état de santé précaire dans les rivières Chibouet et Saint-Zéphirin et dans un mauvais état de santé dans les rivières des Hurons et Saint-Régis. Puisque les organismes benthiques intègrent l'ensemble des perturbations susceptibles de se produire dans un cours d'eau, les effets observés ne sont pas uniquement attribuables aux pesticides. Le suivi interannuel des macroinvertébrés benthiques dans les rivières Chibouet et Saint-Zéphirin, toutes deux situées en région fortement agricole, met toutefois en évidence les effets négatifs constants et soutenus que les communautés benthiques subissent en milieu agricole. Aucune amélioration de l'intégrité biotique n'est constatée entre 2010 et 2013. De plus, les constats du suivi biologique portant sur les taxons les plus sensibles (éphéméroptères et trichoptères) sont cohérents avec les effets des pesticides rapportés dans la documentation scientifique sur ces mêmes taxons.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1 CONTEXTE AGRICOLE QUÉBÉCOIS.....	2
Superficies en culture de maïs et de soya	2
Pesticides utilisés dans les cultures de maïs et de soya	3
2 MÉTHODOLOGIE	5
Stations du réseau de base	5
Stations du Réseau-rivières	5
Échantillonnage.....	5
Pesticides analysés et critères de qualité de l'eau	7
3 RÉSULTATS GÉNÉRAUX – RÉSEAU DE BASE	10
Fréquence de détection.....	10
Comparaison des concentrations aux critères de protection de la vie aquatique (CVAC).....	13
Évolution des concentrations de pesticides	15
4 RÉSULTATS PAR RIVIÈRE POUR LE RÉSEAU DE BASE.....	20
Rivière Chibouet (bassin versant de la rivière Yamaska)	20
Rivière des Hurons (bassin versant de la rivière Richelieu)	24
Rivière Saint-Régis (affluent du Saint-Laurent)	26
Rivière Saint-Zéphirin (bassin versant de la rivière Nicolet)	32
5 RÉSULTATS POUR 23 STATIONS DU RÉSEAU-RIVIÈRES	35
Dépassements des critères de qualité de l'eau	38
6 ÉTAT DES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES	40
Rivière Chibouet.....	41
Rivière Saint-Zéphirin.....	42
Rivière des Hurons.....	42
Rivière Saint-Régis.....	43
7 DOCUMENTATION SCIENTIFIQUE SUR LES EFFETS DES PESTICIDES SUR LE MILIEU AQUATIQUE	44
Insecticides de la famille des néonicotinoïdes	44
Herbicides	45
CONCLUSION.....	47
BIBLIOGRAPHIE.....	48

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Principaux pesticides homologués dans les cultures de maïs et de soya.....	51
Annexe 2	Méthodologie	53
Annexe 3	Analyse statistique des tendances temporelles.....	58
Annexe 4	Sommaire climatologique	61
Annexe 5	Proportion des superficies en culture dans les bassins versants de 23 stations du Réseau-rivières échantillonnées pour les pesticides.....	64

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Pesticides analysés et critères de qualité de l'eau (µg/l).....	9
Tableau 2	Fréquence moyenne de détection des pesticides dans les quatre rivières du réseau de base de 2011 à 2014 (%)	11
Tableau 3	Concentrations maximales des pesticides détectés (µg/l)	12
Tableau 4	Étendue des concentrations totales de pesticides (µg/l)	13
Tableau 5	Fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau (CVAC) par produit pour l'ensemble des quatre rivières du réseau de base (%)	14
Tableau 6	Tendances des concentrations médianes de quelques herbicides pour la période 1992-2014 (données non transformées)	17
Tableau 7	Pesticides détectés dans la rivière Chibouet, de 2011 à 2014.....	21
Tableau 8	Dépassements des critères de qualité de l'eau dans la rivière Chibouet, de 2011 à 2014	22
Tableau 9	Pesticides détectés dans la rivière des Hurons, de 2011 à 2014.....	25
Tableau 10	Dépassements des critères de qualité de l'eau dans la rivière des Hurons, de 2011 à 2014	26
Tableau 11	Pesticides détectés dans la rivière Saint-Régis, de 2011 à 2014	30
Tableau 12	Dépassements des critères de qualité de l'eau dans la rivière Saint-Régis, de 2011 à 2014	30
Tableau 13	Pesticides détectés dans la rivière Saint-Zéphirin, de 2011 à 2014.....	33
Tableau 14	Dépassements des critères de qualité de l'eau dans la rivière Saint-Zéphirin, de 2011 à 2014	33
Tableau 15	Rivières qui comptent plus de 20 pesticides et fréquence de détection (%).....	36
Tableau 16	Rivières qui comptent de 11 à 20 pesticides et fréquence de détection (%).....	37
Tableau 17	Rivières qui comptent 10 pesticides ou moins et fréquence de détection (%).....	38
Tableau 18	Fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau (CVAC) par pesticide pour chacune des rivières.....	39
Tableau 19	Synthèse des effets de l'imidaclopride sur les macroinvertébrés benthiques tel que rapportés dans la documentation scientifique	44

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Évolution des superficies de maïs et de soya au Québec de 2010 à 2013.....	2
Figure 2	Évolution des superficies traitées pour quelques herbicides au Québec	4
Figure 3	Bassins versants des quatre rivières du réseau de base	6
Figure 4	Stations du Réseau-rivières échantillonnées pour les pesticides de 2012 à 2014	6
Figure 5	Évolution des tendances des fréquences ¹ de dépassement de critères de qualité de l'eau.....	14
Figure 6	Tendances dans la fréquence de détection de quelques herbicides entre 1992 et 2014	15
Figure 7	Régression linéaire des concentrations médianes d'atrazine, de β -métochloré et de dicamba	18
Figure 8	Régression linéaire des concentrations médianes de bentazone, de glyphosate et d'imazéthapyr.....	19
Figure 9	Cultures dans le bassin versant de la rivière Chibouet	20
Figure 10	Somme des concentrations de pesticides dans la rivière Chibouet en fonction des épisodes de pluie, pour chaque campagne d'échantillonnage de 2011 à 2014	23
Figure 11	Cultures dans le bassin versant de la rivière des Hurons	24
Figure 12	Somme des concentrations de pesticides dans la rivière des Hurons en fonction des épisodes de pluie, pour chaque campagne d'échantillonnage de 2011 à 2014	27
Figure 13	Cultures dans le bassin versant de la rivière Saint-Régis	28
Figure 14	Somme des concentrations de pesticides dans la rivière Saint-Régis en fonction des épisodes de pluie, pour chaque campagne d'échantillonnage de 2011 à 2014	31
Figure 15	Cultures dans le bassin versant de la rivière Saint-Zéphirin	32
Figure 16	Somme des concentrations de pesticides dans la rivière Saint-Zéphirin en fonction des épisodes de pluie, pour chaque campagne d'échantillonnage de 2011 à 2014.....	34
Figure 17	Proportion des principales cultures utilisatrices de pesticides et nombre de pesticides détectés à la station d'échantillonnage.....	35
Figure 18	Fréquence globale de dépassement des critères de qualité de l'eau (CVAC).....	39
Figure 19	État de santé des macroinvertébrés benthiques basé sur la valeur des indices ISB _m et ISB _g pour les quatre rivières du réseau de base	41

INTRODUCTION

Chaque année, au Québec, des pesticides sont utilisés sur un grand nombre de cultures. Selon les données du Ministère (MDDELCC, 2014a), les ventes totales de pesticides pour l'année 2011 se chiffrent à 3 854 140 kilogrammes d'ingrédients actifs, dont 84 % sont vendus pour le secteur agricole. Préoccupé par le devenir environnemental de ces produits et leur incidence potentielle sur le milieu aquatique, le Ministère échantillonne chaque année des cours d'eau situés en région agricole afin d'y vérifier la présence et les concentrations de pesticides.

Le Ministère a constitué un **réseau de base** de dix stations en rivière, échantillonnées chaque année ou de manière récurrente, afin de suivre à long terme les tendances des concentrations de pesticides dans les cours d'eau à proximité de cultures ciblées. Quatre stations sont situées dans des secteurs agricoles à dominance de maïs et de soya, deux dans des secteurs en culture de pommes de terre, deux autres près de zones de vergers et deux dans des secteurs de cultures maraîchères. Le présent rapport porte sur les quatre stations situées dans les secteurs en maïs et soya. Les cultures de maïs et de soya ont été choisies pour plusieurs raisons. Ce sont des cultures omniprésentes dans la plupart des régions du Québec. Selon les données 2014 de l'Institut de la statistique du Québec, elles couvrent au total 763 000 hectares du territoire agricole, soit 415 000 hectares en maïs et 348 000 hectares en soya (ISQ, 2014). Les herbicides les plus vendus au Québec y sont utilisés. Les herbicides de la famille des acides phosphoniques, notamment le glyphosate, constituent à eux seuls environ 39,4 % de tous les pesticides commercialisés au Québec (MDDELCC, 2014a). Mais plusieurs autres herbicides y sont aussi appliqués. Ce sont des cultures à larges interlignes, laissant un large espace entre les rangs qui peut être sujet à l'érosion durant une grande partie de la saison de croissance des plants, notamment en début de saison au moment de l'application des herbicides.

Parallèlement au suivi des dix stations du réseau de base des pesticides, et afin d'avoir une meilleure connaissance de l'étendue de la problématique de contamination par les pesticides, le Ministère documente aussi depuis 2012 la présence de pesticides à quelques stations de son [Réseau-rivières](#)¹. Il s'agit d'un suivi rotatif où quelques nouvelles stations, localisées en milieu agricole, sont échantillonnées chaque année. Ainsi, de 2012 à 2014, 23 cours d'eau ont été échantillonnés pour y vérifier la présence de pesticides. Les résultats obtenus sont aussi présentés dans ce rapport. Les objectifs de l'étude sont les suivants :

- Faire un portrait de la présence de pesticides dans les cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya;
- Identifier les pesticides présents dans l'eau, incluant les nouveaux pesticides;
- Vérifier les changements et l'évolution des concentrations de pesticides le plus souvent détectés en rivière;
- Estimer, à l'aide de critères de qualité ou de suivis biologiques, les risques pour les espèces aquatiques.

Le suivi environnemental du réseau de base est l'une des actions retenues dans la [Stratégie phytosanitaire québécoise en agriculture 2011-2021](#). Le Ministère en est l'un des partenaires avec le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) et l'Union des producteurs agricoles (UPA). La Stratégie a pour cible la réduction de 25 %, d'ici 2021, des risques pour la santé et l'environnement associés à l'utilisation de pesticides en agriculture. Le suivi environnemental des pesticides répond à l'orientation 4 du volet environnement de la Stratégie, par lequel le Ministère s'est engagé à maintenir les programmes de suivi des pesticides en rivières dans les secteurs en grandes cultures (maïs et soya). La fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau aux quatre stations du réseau de base est l'indicateur proposé de l'action 4.2.2.

¹ Le Réseau-rivières est un réseau de suivi de la qualité de l'eau constitué d'environ 260 stations d'échantillonnage réparties sur l'ensemble du Québec méridional. Les paramètres généraux de la qualité de l'eau y sont étudiés (azote, phosphore, bactériologie, conductivité, pH, matières en suspension, etc.).

1 CONTEXTE AGRICOLE QUÉBÉCOIS

Superficies en culture de maïs et de soya

Après une légère hausse de 2010 à 2013, les superficies en culture de maïs auraient légèrement diminué pour revenir en 2014 à 415 000 hectares, soit à peu près l'équivalent de 2010. Les superficies en soya sont restées relativement stables entre 2010 et 2013, mais elles ont augmenté en 2014 pour atteindre 348 000 hectares (Statistique Canada, 2014; ISQ, 2014). Les superficies cultivées en maïs et en soya génétiquement modifiés (GM) ont continué à augmenter au cours des dernières années et, en 2013, elles atteignaient environ 408 000 hectares pour le maïs et 199 000 hectares pour le soya (figure 1). Les données ne sont pas disponibles sur la proportion en cultures GM en 2014.

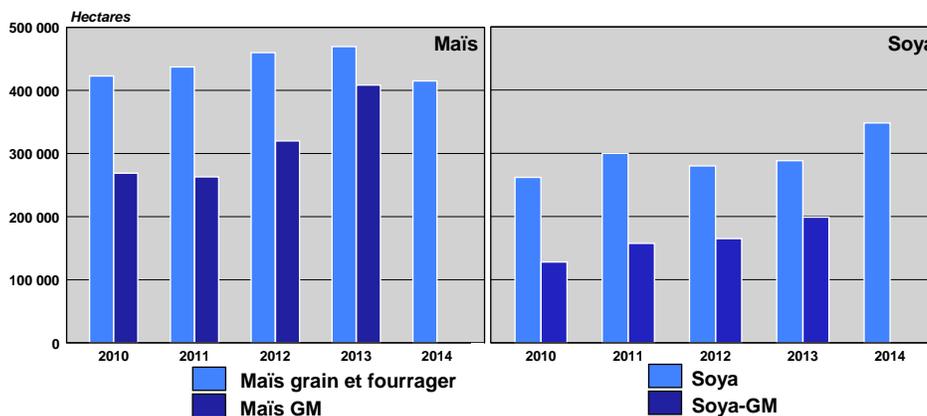


Figure 1 Évolution des superficies de maïs et de soya au Québec de 2010 à 2013

Les semences génétiquement modifiées sont de deux types. D'abord, il y a les cultivars de maïs ou de soya tolérants à un herbicide ou des herbicides (le plus souvent le glyphosate) par l'introduction de gènes spécifiques dans la plante cultivée. Ces plants génétiquement modifiés permettent aux producteurs agricoles d'appliquer par exemple le glyphosate pour contrôler un ensemble de mauvaises herbes sans endommager le plant de maïs ou de soya. Comme ces variétés tolèrent l'herbicide, les applications peuvent être faites avant même le semis de la culture jusqu'à un stade de plusieurs feuilles après la levée de celle-ci, offrant ainsi aux producteurs une plus grande souplesse quant à la période et au nombre d'applications de l'herbicide pour éliminer la compétition avec les mauvaises herbes. Toutefois, l'utilisation répétée, année après année, augmente les risques de développer la résistance des mauvaises herbes à l'ingrédient actif et, ainsi, d'entraîner une perte progressive de l'efficacité de l'herbicide. D'ailleurs, en Ontario, au cours des dernières années, trois espèces de mauvaises herbes, soit la grande herbe à poux, la petite herbe à poux et la vergerette du Canada, ont été répertoriées comme résistantes au glyphosate. Les spécialistes en phytoprotection croient que cette résistance pourrait se manifester ici, au Québec, à brève échéance (Bernier, 2013).

Le second type de modification génétique est la résistance aux insectes. Le maïs Bt est une variété de maïs dans laquelle a été introduit un gène provenant de la bactérie *Bacillus thuringiensis*, déjà employée depuis de nombreuses années comme insecticide biologique. Ce gène permet la production, dans chaque partie de la plante, d'une protéine insecticide (Cry1Ab), une toxine efficace pour limiter les dommages causés par certains ravageurs, notamment les lépidoptères (p. ex., la pyrale du maïs). Cette modification génétique vise à remplacer l'application terrestre ou foliaire d'insecticides.

Les développements en biotechnologie s'orientent maintenant vers « l'empilement de gènes », c'est-à-dire la combinaison de plusieurs types de modifications génétiques (Gouvernement du Québec, 2014). On peut combiner, par exemple, la tolérance à plus d'un herbicide (p. ex., 2,4-D, dicamba) et l'ajout de gènes produisant des toxines à large spectre, efficaces contre une gamme étendue d'insectes.

Pesticides utilisés dans les cultures de maïs et de soya

Les principaux pesticides homologués au Canada pour les cultures de maïs et de soya et utilisés au Québec sont présentés à l'annexe 1. Les pesticides les plus employés dans ces cultures sont des **herbicides**. La figure 2 montre l'évolution estimée des superficies traitées avec quelques herbicides depuis 1992. Le glyphosate est l'herbicide le plus appliqué au Québec. En raison de l'accroissement de son utilisation dans les cultures de maïs et de soya génétiquement modifiés, ce produit a connu une augmentation phénoménale au cours des dernières années. Avec l'échéance du monopole de fabrication détenu par la compagnie Monsanto pour son produit ROUNDUP, plusieurs compagnies ont mis en marché de nouvelles appellations commerciales contenant du glyphosate (TOUCHDOWN, GLYFOS, CREDIT, etc.). Au Québec, sur la base du total des quantités vendues en 2012² et d'une dose moyenne d'application, les superficies traitées au glyphosate sont estimées à plus de 1 900 000 hectares. Puisque les superficies totales de maïs et de soya étaient d'environ 740 000 hectares (dont environ 420 000 hectares en cultures GM) en 2012, on estime que le produit a pu être utilisé plus d'une fois sur les champs en culture ou encore à une dose plus élevée que la dose moyenne utilisée pour le calcul. Bien que le glyphosate soit homologué dans une variété d'autres cultures, l'ensemble des autres usages de ce produit est relativement limité en comparaison de son utilisation dans le maïs et le soya.

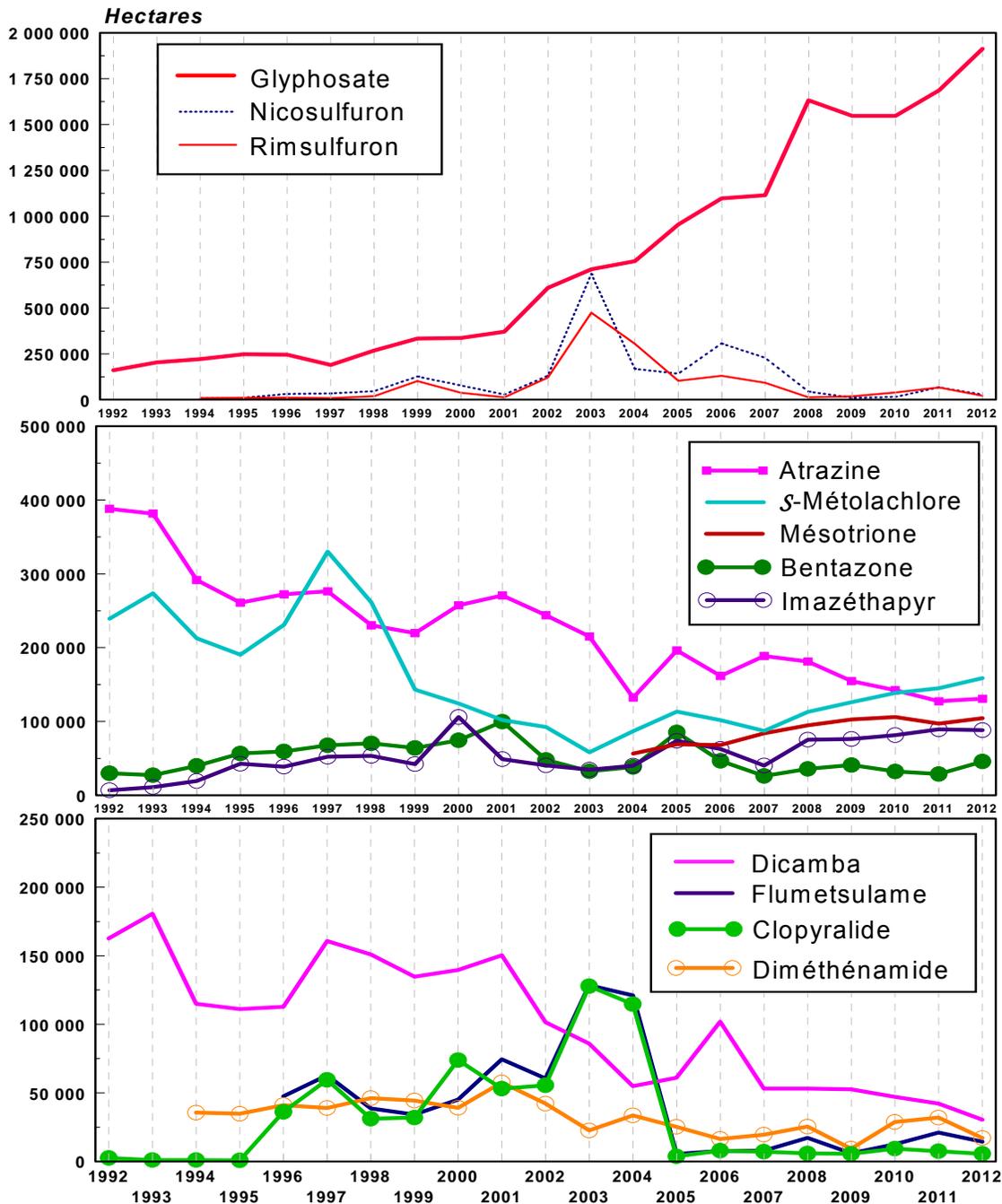
Outre le glyphosate, les herbicides β -métochlorure et atrazine figurent encore parmi les produits les plus utilisés. Sur la base des quantités de produits commercialisés au Québec en 2012 et des doses moyennes appliquées dans le maïs ou le soya, les superficies traitées avec ces produits sont de l'ordre de 158 000 hectares pour le β -métochlorure et de 130 000 hectares pour l'atrazine. La mésotrione et l'imazéthapyr sont aussi passablement utilisés et représentaient en 2012 des superficies traitées d'environ 104 000 hectares et 88 000 hectares respectivement (figure 2).

Les herbicides sont utilisés en début de saison de production, au mois de mai ou de juin, afin d'éliminer les mauvaises herbes dans les champs de maïs ou de soya. Certains produits sont appliqués avant la levée de la culture ou des mauvaises herbes, d'autres le sont seulement après la levée des mauvaises herbes ou de la culture. Malgré l'utilisation massive du glyphosate, un herbicide à large spectre conçu pour contrôler une grande variété de mauvaises herbes, l'usage d'autres herbicides n'est pas éliminé pour autant et ces derniers demeurent bien présents. En effet, ces produits sont souvent utilisés en combinaison avec le glyphosate. D'ailleurs, afin de limiter le développement de la résistance des mauvaises herbes au glyphosate, les fabricants conçoivent des formulations de mélanges commerciaux contenant un ou plusieurs autres herbicides avec un mode d'action différent ou recommandent des mélanges de matières actives différentes. C'est le cas par exemple du HALEX (glyphosate + β -métochlorure + mésotrione).

Des fongicides peuvent aussi être utilisés dans les productions de maïs, de soya et de céréales. Les principaux produits utilisés sont le propiconazole, l'azoxystrobine et la trifloxystrobine (CRAAQ et MAPAQ, 2011). Leur usage dans la production de céréales sert notamment à contrôler la fusariose (Rioux, 2010), une maladie à l'origine de la présence de mycotoxines dans les grains. Dans le maïs et le soya, ces produits peuvent être employés pour lutter contre les maladies, mais ils seraient principalement utilisés pour améliorer les rendements, bien qu'ils se soient révélés moins rentables pour cet usage (Parent, 2011).

À compter des années 2008 et 2009, les semences traitées aux insecticides néonicotinoïdes ont commencé à être utilisées. Depuis 2011, presque toutes les semences de maïs et environ 50 % des semences de soya sont traitées avec des insecticides néonicotinoïdes (Parent, 2011), tels que la clothianidine (PONCHO) ou le thiaméthoxame (CRUISER), ou avec des mélanges d'insecticides et de fongicides comme le métalaxyl (APRON) ou la trifloxystrobine et l'ipconazole (technologie ACCELERON). Les semences de maïs sont traitées en usine, hors Québec, de sorte que les quantités de pesticides reliées à cet usage sont difficiles à estimer. Les semences de soya sont traitées au Québec avec des insecticides néonicotinoïdes (Bernier, 2015). Puisque les semences traitées ne sont pas considérées comme un pesticide au sens de la Loi sur les pesticides, leur vente et leur utilisation ne sont pas visées par la réglementation québécoise sur les pesticides (Dion, 2014). Par conséquent, les quantités ne sont pas comptabilisées dans le bilan québécois des ventes de pesticides.

² Données servant de base au bilan des ventes de pesticides pour l'année 2012 (en préparation).



Source : (MDDELCC, 2014a; Gorse, 2014, communication personnelle : données de base du bilan des ventes de pesticides 2012)

Figure 2 Évolution des superficies traitées pour quelques herbicides au Québec

2 MÉTHODOLOGIE

Stations du réseau de base

Parmi les rivières échantillonnées depuis 1992, quatre ont été retenues pour le suivi à long terme des pesticides en zone de production de maïs et de soya. Ce sont les rivières Chibouet, des Hurons, Saint-Régis et Saint-Zéphirin (figure 3). L'importance des superficies de maïs et de soya dans leur bassin versant ainsi que leur répartition dans la vaste zone agricole du sud du Québec ont justifié le choix de ces bassins versants. La proportion des superficies en culture dans chacun des bassins est présentée de façon détaillée au chapitre 4. Les données de la Financière agricole (FADQ, 2014) indiquent que la proportion totale en culture était de 76 % dans le bassin de la rivière Chibouet, de 71 % dans celui de la rivière des Hurons, de 64 % dans celui de la rivière Saint-Régis et de 66 % dans celui de la rivière Saint-Zéphirin.

Stations du Réseau-rivières

Depuis 2012, l'analyse des pesticides a aussi été réalisée pour 23 rivières du sud du Québec à l'emplacement de stations du Réseau-rivières situées en milieu agricole (figure 4). Neuf stations ont été échantillonnées en 2012 et en 2013, et cinq stations l'ont été en 2014. Ces stations ont été échantillonnées à raison d'une fois par semaine entre la fin du mois de mai et la mi-août, ce qui représente 11 prélèvements par année pour chaque station

Échantillonnage

Que ce soit pour le réseau de base ou pour les stations du Réseau-rivières, le mode d'échantillonnage varie selon l'envergure du cours d'eau. Ainsi, les échantillons peuvent être prélevés à gué dans les cours d'eau plus petits ou à partir des ponts pour les plus grands, à l'aide d'un support métallique sur lequel sont fixées les bouteilles de verre ou de plastique requises selon l'analyse (voir les photos). Les échantillons sont ensuite placés au frais, dans des glacières, et expédiés par courrier rapide au laboratoire.

Le calendrier des dates d'échantillonnage est prédéterminé. L'échantillonnage est donc réalisé sans égard aux événements de pluie. Pour les stations du réseau de base, l'approche repose sur l'hypothèse qu'avec 30 prélèvements, ceux-ci seront également répartis par temps de pluie et par temps sec et que le suivi chaque année permet de tenir compte des années plus sèches ou plus humides. Pour les stations du Réseau-rivières, les prélèvements ont aussi été réalisés à des dates prédéterminées.

Ces stations ont été échantillonnées de 2011 à 2014, de la mi-mai à la mi-août, à raison de deux fois par semaine, pour un total d'environ 30 prélèvements par année à chacune des stations.

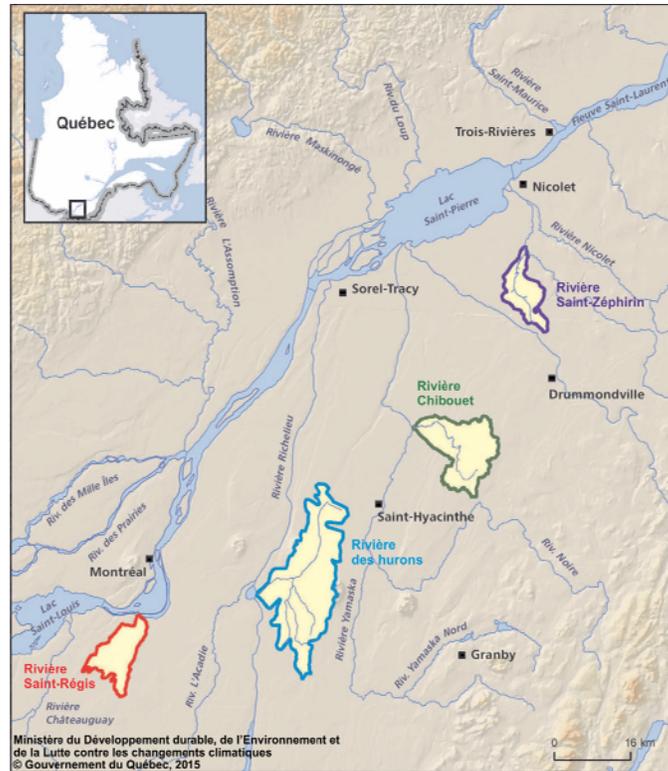


Figure 3 Bassins versants des quatre rivières du réseau de base

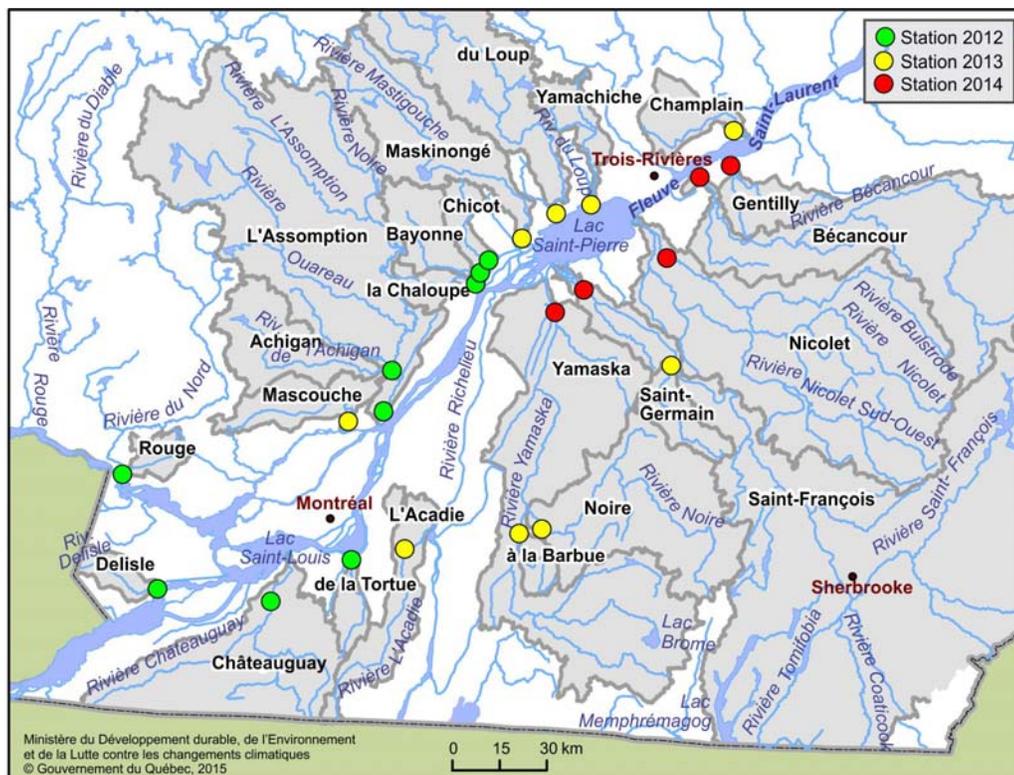


Figure 4 Stations du Réseau-rivières échantillonnées pour les pesticides de 2012 à 2014

Pesticides analysés et critères de qualité de l'eau

La liste des pesticides couverts pour chaque analyse ainsi que les critères de qualité de l'eau utilisés pour interpréter les résultats sont présentés au tableau 1. Pour les quatre stations du réseau de base, quatre analyses couvrant plusieurs pesticides ont été réalisées. Ce sont les analyses dont l'acronyme est OPS+, PESARY, FRIN et GLY-AMPA. Pour les stations du Réseau-Rivières, les analyses ont varié selon le type de cultures dans le bassin versant. En plus des analyses précédentes, les analyses IMIDA et Pes-Golf ont aussi été réalisées pour certaines rivières. La description des méthodes d'analyse et les limites de détection sont présentées à l'annexe 2. La croissance de l'utilisation des nouveaux pesticides est examinée et, d'année en année, certains pesticides sont ajoutés à la liste des produits analysés. À titre d'exemple, au cours des dernières années, des changements ont été apportés à la couverture analytique afin de mieux suivre les insecticides de la famille des néonicotinoïdes. Ainsi, la clothianidine et le thiaméthoxame ont été intégrés à l'analyse IMIDA en 2008, la clothianidine a été ajoutée à l'analyse FRIN en 2012 et le thiaméthoxame y a été intégré en 2014.

Le critère de qualité servant à évaluer le risque d'effet sur les organismes aquatiques est le **critère de vie aquatique chronique** (CVAC). Il s'agit de la concentration maximale d'un produit à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pendant toute leur vie sans subir d'effets néfastes. Dans le milieu, toute concentration au-dessus de ce critère, lorsqu'elle est maintenue suffisamment longtemps, est susceptible de causer un effet indésirable. De faibles dépassements du CVAC ne causeront pas nécessairement d'effets sur les organismes aquatiques si la durée et l'intensité de ces dépassements sont limitées et s'il y a des périodes de compensation où la concentration dans le milieu est inférieure à celle du critère. Plus la concentration excède le CVAC, plus la durée pendant laquelle elle peut être tolérée est courte (MDDEFP, 2013). Comme plusieurs espèces aquatiques ont un cycle de vie relativement court, des dépassements pendant quelques jours peuvent avoir des répercussions importantes. Pour quelques pesticides seulement, on dispose aussi d'un **critère de vie aquatique aigu** (CVAA) [non présentés dans le tableau 1]. Il s'agit de la concentration maximale d'un contaminant à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés sur une courte période sans subir de mortalité. Lorsque des concentrations au-delà de ces valeurs sont enregistrées, même une seule fois, des dommages à certaines espèces aquatiques sont probables.

En théorie, les critères chroniques doivent être respectés en moyenne sur quatre jours, tandis que les critères aigus doivent être respectés en moyenne sur une heure. En pratique, les programmes de suivi peuvent rarement être à une fréquence aussi rapprochée, de sorte que chaque donnée individuelle doit être comparée directement à la valeur du critère (MDDEFP, 2013).

Considérations relatives au critère de qualité de l'eau du glyphosate

En 2012, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a revu à la hausse les recommandations canadiennes concernant la présence du glyphosate dans l'eau en vue de la protection des espèces aquatiques (CCME, 2012). Ainsi, le critère de vie aquatique chronique (CVAC) de 65 µg/l a été remplacé par une valeur de 800 µg/l. La justification de ce changement tient au fait que l'ancien critère était basé sur la formulation commerciale du produit incluant le surfactant POAE. Comme pour les autres pesticides, le nouveau critère a été élaboré à partir de tests de toxicité basés sur l'ingrédient actif uniquement.

Toutefois, pour le moment, compte tenu du potentiel toxique des formulations contenant le glyphosate et le surfactant (Relyea, 2006), et en l'absence de critère de qualité de l'eau pour le POAE, le critère de 65 µg/l a été conservé aux fins de l'interprétation dans le présent rapport. Ce choix a cependant eu peu d'incidence sur l'interprétation des résultats puisque les concentrations mesurées dans les rivières sont habituellement inférieures à 65 µg/l.

Par ailleurs, le glyphosate vient d'être catégorisé cancérigène probable chez l'humain (catégorie 2A) par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC/IARC, 2015). Les incidences possibles de cette décision récente sur l'interprétation des résultats du suivi en rivières n'ont pas pu être intégrées au présent rapport. Toutefois, cette situation remet en question la large dispersion de ce produit dans l'environnement.

Développement d'un critère de qualité de l'eau pour les néonicotinoïdes

Les insecticides néonicotinoïdes clothianidine et thiaméthoxame, utilisés de plus en plus en traitement de semences du maïs, du soya et d'autres cultures, ont été graduellement ajoutés au programme de suivi à partir de 2012. Au début de la campagne d'échantillonnage 2011-2014, des critères de qualité de l'eau n'étaient pas encore disponibles pour ces substances. Dans un rapport antérieur (Giroux, 2014), des critères utilisés ailleurs dans le monde pour ces produits ont été utilisés pour interpréter les résultats.

Toutefois, considérant la documentation scientifique récente (RIVM, 2014; Mineau et Palmer, 2013; Morrissey *et al.*, 2015), le Ministère a déterminé qu'une valeur de 0,0083 µg/l serait dorénavant utilisée comme critère individuel à la fois pour l'imidaclopride, la clothianidine et le thiaméthoxame. Lorsqu'ils sont présents en même temps, les chercheurs recommandent d'utiliser la somme de leur concentration (ou la somme pondérée par leur poids moléculaire) pour la comparer au critère.

Bien que les critères de qualité de l'eau soient très utiles pour fournir une première appréciation du risque pour les écosystèmes aquatiques, leur utilisation présente certaines limites.

D'abord, ils ne sont **pas disponibles pour tous les pesticides**. En l'absence de critères québécois ou canadiens, quand la fréquence des détections dans le milieu aquatique le justifie, des critères provisoires, des valeurs guides ou des critères existants ailleurs dans le monde peuvent être utilisés.

De plus, pour certains pesticides (diazinon, azinphos-méthyl, chlorpyrifos, etc.), les critères de qualité de l'eau visant à protéger la vie aquatique sont **plus bas que les limites de détection atteignables** avec les appareils de mesure à notre disposition. En pratique, lorsque ces produits sont détectés, ils dépassent systématiquement le critère de qualité de l'eau. Le fait de ne pas les détecter ne nous assure donc pas nécessairement que la concentration est sécuritaire pour la vie aquatique.

Les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques sont actuellement établis en tenant compte de la toxicité d'**une seule substance à la fois**, dans certaines conditions particulières du milieu (pH, température et dureté de l'eau). Ils ne tiennent donc pas compte des effets cumulés ou synergiques de plusieurs produits présents en même temps dans l'eau. Comme les organismes aquatiques sont exposés à de nombreux contaminants, soit simultanément, soit de façon séquentielle, il pourrait en résulter une sous-estimation des risques écotoxicologiques.

Pour ces raisons, des suivis d'indicateurs biologiques sont aussi effectués pour rendre compte de l'état de santé des espèces aquatiques de certains des cours d'eau échantillonnés. Les indicateurs les plus utilisés sont les communautés de poissons, de macroinvertébrés benthiques et de diatomées. Au cours des dernières années, un suivi des macroinvertébrés benthiques a été réalisé dans plusieurs cours d'eau du territoire agricole. Des données ont été recueillies aux quatre stations du réseau de base du suivi des pesticides dans les zones en culture de maïs et de soya.

Outre le dépassement des critères de qualité de l'eau, les données sur les concentrations de pesticides sont également examinées pour y déceler des tendances temporelles dans les concentrations et pour vérifier la présence de nouvelles substances. L'analyse statistique a été réalisée sur l'ensemble de la période, soit de 1992 à 2014, pour les quatre stations du réseau de base du suivi des pesticides. Les tendances pour la période de 2004 à 2014 ont aussi été examinées.

Tableau 1 Pesticides analysés et critères de qualité de l'eau (µg/l)

		CVAC			CVAC
OPS+	Aldrine	0,017	(suite)	Phosalone	-
	Atrazine	1,8		Phosmet	-
	<i>Dééthyl-atrazine</i>			Piclorame	29 ^b
	<i>Déisopropyl-atrazine</i>			Pirimicarbe	-
	Azinphos-méthyl	0,01		Propiconazole	-
	Azoxystrobine	1,24 ^a		Propoxur	-
	Bendiocarbe	-		Propyzamide	-
	Butilate	56 ^b		Pyraclostrobin	-
	Carbaryl	0,2		Quintozone	1,4 ^a
	<i>1-Naphtol</i>	-		Simazine	10
	Carbofuran	1,8		Tébutiuron	1,6 ^b
	Captafol	-		Triclopyr	-
	Captane	1,3 ^b	Trifloxystrobine	-	
	Carfentrazone éthyl		Trifluraline	0,2	
	Chorfenvinphos	-	IMIDA	Acétamipride	-
	Chloroneb			Azoxystrobine	1,24 ^a
	Chlorothalonil	0,18		Clothianidine	0,0083 ^d
	Chloroxuron	-		Fénamidone	-
	Chlorpyrifos	0,002 ^c		<i>Fénamidone métabolite</i>	-
	Cyanazine	2 ^b		Imidaclopride	0,0083 ^d
	Cyhalothrine	-		<i>Imidaclopride-guanidine</i>	-
	Cyperméthrine	-	<i>Imidaclopride-oléfine</i>	-	
	Deltaméthrine	0,0004	<i>Imidaclopride-urée</i>	-	
	Diazinon	0,004	Thiaméthoxame	0,0083 ^d	
	Dichlobénil	-	PESARY	Bentazone	510
	<i>2,6-Dichlorobenzamide</i>	-		Bromoxynil	5
	Dichlorvos	-		Clopyralide	-
	Dieldrine	0,056		2,4-D	220
	Diméthénamide	5,6 ^b		2,4-DB	25
	Diméthoate	6,2 ^b		Dicamba	10
	Diméthomorphe	-		Dichlorprop (2,4-DP)	-
	Disulfoton	-		Diclofop-méthyl	6,1
Diuron	1,6	Dinosèbe		0,05	
EPTC	39 ^b	Fénoprop		-	
Fludioxonil	-	MCPA	2,6		
Fonofos	-	MCPB	7,3		
Iprodion	4 ^b	Mécoprop	13		
Linuron	7	Piclorame	-		
Malathion	0,1	Triclopyr	-		
<i>β-Métolachlore</i>	7,8 ^b	GLY-	Glyphosate	65	
Méthidathion	-	AMPA	<i>Acide aminométhylphosphonique</i>	-	
Métribuzine	1 ^b	FRIN	Chlorantraniliprole	-	
Mévinphos	-		Chlothianidine	0,0083 ^d	
Myclobutanil	11 ^b		Flumetsulame	3,1 ^a	
Napropamide	-		Imazapyr	-	
Parathion	0,013		Imazéthapyr	8,1 ^a	
<i>Méthyl-parathion</i>	-		Mésotrione	-	
<i>Éthyl-parathion</i>	-		Nicosulfuron	-	
Pendiméthaline	-	Rimsulfuron	4,6 ^a		
Perméthrine	0,004	Sulfosulfuron	-		
Phorate	-				

Source : MDDEFP (2013)

a. Valeur guide calculée selon la méthode abrégée (MDDEFP, 2013)

b. Critère provisoire

c. CCME, 2008

d. Critère calculé sur la base des données écotoxicologiques disponibles sur l'imidaclopride

3 RÉSULTATS GÉNÉRAUX – RÉSEAU DE BASE

Fréquence de détection

Dans les quatre cours d'eau du réseau de base, plusieurs pesticides sont détectés en même temps dans l'eau tout au long de la période de mai à août. Le nombre d'herbicides détectés simultanément est important. Ce constat concorde avec les observations des années antérieures (Giroux et Pelletier, 2012; Giroux, 2010). Neuf herbicides ou produits de dégradation d'herbicides sont détectés dans plus de 50 % des échantillons. Ce sont, dans l'ordre, le β -métochlorure, l'atrazine, le glyphosate, l'imazéthapyr, le bentazone, l'AMPA (produit de dégradation du glyphosate), le mésotrione, le dicamba et le dééthyl-atrazine (produit de dégradation de plusieurs triazines dont l'atrazine) [tableau 2].

Le β -métochlorure et l'atrazine sont encore fréquemment détectés, soit en moyenne dans 98,5 % et 97 % des échantillons respectivement. L'herbicide glyphosate a été détecté plus souvent au cours de la période 2011-2014, soit dans 91 % des échantillons, comparativement à 86 % pour la période 2008-2010. De 2011 à 2014, il a été détecté dans 88 % à 97 % des échantillons, selon l'année. On note aussi une augmentation de la fréquence de détection de l'imazéthapyr, liée à l'augmentation des superficies de soya. Alors qu'elle était de 79 % pour la période de 2008 à 2010, elle se situe maintenant autour de 86 %. Le mésotrione, ajouté à nos analyses en 2011, est détecté dans environ 58 % des échantillons.

Une vingtaine d'autres herbicides ont été décelés, mais à une fréquence moins élevée. Des produits comme le diméthénamide, le nicosulfuron, le 2,4-D, le MCPA et le métribuzine sont présents dans 20 % à 30 % des échantillons. L'amélioration de la couverture analytique a aussi permis la détection occasionnelle de certaines substances comme le 2,6-dichlorobenzamide (produit de dégradation de l'herbicide dichlobénil), le napropamide, le glufosinate, le pendiméthaline et le diméthazone. Ces produits ne sont pas tous associés au maïs ou au soya.

En 2012, des modifications apportées aux analyses en laboratoire de même que l'intégration plus systématique du suivi des néonicotinoïdes ont permis de mettre en évidence leur détection très fréquente dans les cours d'eau des secteurs en maïs et soya. En 2014, ils sont détectés dans près de 100 % des échantillons, soit dans 98,3 % des échantillons pour le thiaméthoxame et dans 97,4 % d'entre eux dans le cas de la clothianidine. Puisque le maïs et le soya composent la plus grande partie des cultures des bassins versants étudiés, il apparaît que ces détections proviennent des semences de maïs et de soya traitées aux néonicotinoïdes. Une étude antérieure (Giroux, 2014) avait suggéré la contribution probable des cultures de maïs et de soya à la contamination par les insecticides néonicotinoïdes. La présente étude confirme cette contribution.

Ajouté à l'analyse depuis 2013, l'insecticide chlorantraniliprole, homologué dans une grande variété de cultures, y compris le maïs et le soya, est détecté dans 46,6 % et 50 % des échantillons en 2013 et 2014 respectivement. Une dizaine d'autres insecticides sont décelés, mais dans moins de 10 % des échantillons. La présence de trois fongicides a été signalée, soit l'azoxystrobine, le boscalide et le myclobutanil. Toutefois, mis à part le boscalide et l'azoxystrobine, détectés respectivement dans 44,8 % et 6,8 % des échantillons de la rivière Saint-Régis en 2014, les fongicides sont relativement peu détectés. D'ailleurs, ces produits sont encore peu utilisés dans le maïs et le soya (Bernier, 2015). Notons toutefois que pour certains fongicides homologués pour les cultures de maïs et de soya, tels que le propiconazole et l'azoxystrobine, les limites de détection des analyses sont de 0,24 $\mu\text{g/l}$ et de 0,1 $\mu\text{g/l}$, donc plus élevées que pour la plupart des autres pesticides analysés.

Le tableau 3 montre les concentrations maximales mesurées pour chaque pesticide. Le glyphosate, le β -métochlorure et l'atrazine présentent habituellement les concentrations les plus élevées. Le glyphosate a montré la valeur individuelle la plus élevée, soit 18 $\mu\text{g/l}$, mesurée dans la rivière Chibouet en 2011.

Tableau 2 Fréquence moyenne de détection des pesticides dans les quatre rivières du réseau de base de 2011 à 2014 (%)

	2011	2012	2013	2014
Herbicides				
γ-Métolachlore	98,3	96,5	100	99,1
Atrazine	97,4	94,9	97,4	98,3
Glyphosate	90	89	97,5	88
Imazéthapyr	89,8	86,4	78,9	91,4
Bentazone	74,1	68	51	56,3
AMPA	65,8	52,2	79	70,8
Mésotrione	61,6	62,2	66,2	42,8
Dicamba	60,8	56,4	46,8	51,2
Dééthyl-atrazine	52,1	72,2	73,2	82,8
MCPA	32,4	23,6	14,4	17,9
2,4-D	31,6	33,7	25	10,2
Nicosulfuron	23,8	43,7	25,9	11,2
Flumetsulame	22,8	24,5	22	7,5
Diméthénamide	20	44,5	45,2	35,1
Mécoprop	19,1	28,7	12,7	11,1
Déisopropyl-atrazine	16,3	4,2	4,2	10,3
Rimsulfuron	11	12,7	15,9	12,8
Métribuzine	9,7	11,7	20,9	46,2
Bromoxynil	3,3	5	9,4	5
Simazine	1,7	1,7	0,9	-
Linuron	1,7	2,5	2,6	6,9
Clopyralide	1,6	-	3,3	0,8
2,4-DB	0,8	0,8	0,8	0,8
2,4-DP	0,8	1,6	-	-
Diuron	-	4,2	-	0,8
Imazapyr	-	16,6	14,2	4,3
EPTC	-	0,8	-	-
Trifluraline	-	3,3	4,4	-
Cyanazine	-	-	-	0,9
2,6-Dichlorobenzamide	NA	1,7	-	10
Sulfosulfuron	NA	5	-	0,8
Napropamide	NA	-	0,8	0,8
Glufosinate	NA	NA	3,3	1,7
Pendiméthaline	NA	NA	NA	2,6
Diméthazone	NA	NA	NA	0,8
Insecticides				
Clothianidine	NA	96,5	93,1	97,4
Thiaméthoxame	NA	NA	NA	98,3
Chlorantraniliprole	NA	NA	46,6	50
Diméthoate	8	6,7	6	8,6
Diazinon	2,6	-	0,9	-
Carbaryl	1,7	3,3	5,2	6,8
Chlorpyrifos	0,8	6,7	9,5	7,7
1-Naphtol	0,8	-	0,8	0,8
Carbofuran	0,8	-	-	-
Malathion	0,8	-	5	2,5
Perméthrine	-	0,8	-	-
λ-Cyhalothrine	-	-	-	1,7
Fongicides				
Myclobutanil	-	-	0,9	-
Boscalide	NA	NA	NA	11,2
Azoxystrobine	NA	NA	NA	1,7

Italique : produit de dégradation NA : non analysé Tiret : produit non détecté

Tableau 3 Concentrations maximales des pesticides détectés (µg/l)

	2011	2012	2013	2014
Herbicides				
γ-Métolachlore	3,9	9,9	9,5	9,7
Atrazine	11	11	9,7	13
Glyphosate	18	4,8	6	5,8
Imazéthapyr	0,41	0,42	0,69	0,47
Bentazone	9,6	3,4	9	1,8
AMPA	2,9	2,4	1,8	1,8
Mésotrione	0,88	2,3	1,4	1,1
Dicamba	1,4	0,57	0,75	1,1
Dééthyl-atrazine	0,27	0,44	0,4	0,52
MCPA	2,3	0,48	0,76	0,7
2,4-D	0,64	2,5	1,3	1,3
Nicosulfuron	0,074	0,24	0,18	0,072
Flumetsulame	0,16	0,66	0,1	0,042
Diméthénamide	0,96	1,7	0,64	1,7
Mécoprop	0,39	2,6	0,8	0,74
Déisopropyl-atrazine	0,2	0,22	0,09	0,11
Rimsulfuron	0,047	0,078	0,1	0,076
Métribuzine	1	0,88	0,41	3,3
Bromoxynil	0,04	0,15	0,57	0,14
Simazine	0,08	0,03	0,12	-
Linuron	0,22	0,27	0,17	1,3
Clopyralide	0,13	-	0,27	0,2
2,4-DB	0,06	0,12	0,27	0,03
2,4-DP	0,03	0,04	-	-
Diuron	-	1,2	-	0,35
Imazapyr	-	0,093	0,2	0,01
EPTC	-	0,05	-	-
Trifluraline	-	0,02	0,02	-
Cyanazine	-	-	-	0,04
2,6-Dichlorobenzamide	NA	0,02	-	0,03
Sulfosulfuron	NA	0,003	-	0,05
Napropamide	NA	-	0,11	0,06
Glufosinate	NA	NA	5,6	0,05
Pendiméthaline	NA	NA	NA	0,1
Diméthazone	NA	NA	NA	0,15
Insecticides				
Clothianidine	NA	0,37	0,2	0,42
Thiaméthoxame	NA	NA	NA	0,59
Chlorantraniliprole	NA	NA	0,097	0,21
Diméthoate	6,4	1,4	0,73	0,45
Diazinon	0,06	-	0,03	-
Carbaryl	0,32	0,22	2,9	0,79
Chlorpyrifos	0,4	0,07	0,3	0,03
1-Naphtol	0,04	-	0,22	0,04
Carbofuran	0,12	-	-	-
Malathion	0,05	-	0,13	0,1
Perméthrine	-	0,12	-	-
λ-Cyhalothrine	-	-	-	0,17
Fongicides				
Myclobutanil	-	-	0,05	-
Boscalide	NA	NA	NA	1,3
Azoxystrobine	NA	NA	NA	0,1

Italique : produit de dégradation NA : non analysé Tiret : produit non détecté

Entre 20 % et 41 % des échantillons ont été prélevés en temps de pluie (MDDELCC, 2014b) conformément au plan d'échantillonnage prédéterminé, donc sans égard aux précipitations. Par conséquent, une bonne partie des échantillons ont été prélevés en temps sec et les concentrations mesurées pourraient donc être sous-estimées. Le sommaire climatologique est présenté à l'annexe 4. Les concentrations totales les plus élevées de pesticides sont observées entre la fin mai et la fin juillet, durant

ou peu après des épisodes de pluie. L'étendue des concentrations totales mesurées dans les rivières du réseau de base se situe entre 0,06 et 30,22 µg/l (tableau 4). La présence conjuguée de plusieurs pesticides soulève la possibilité d'effets cumulatifs ou synergiques de ces produits.

Tableau 4 Étendue des concentrations totales de pesticides (µg/l)

Rivière	2011		2012		2013		2014	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Chibouet	0,18	18,71	0,11	6,61	0,187	29,6	0,366	25,73
Des Hurons	0,39	9,51	0,28	30,22	0,65	20,64	0,179	15,8
Saint-Régis	0,28	17,61	0,89	10,45	1,319	21	0,54	21,26
Saint-Zéphirin	0,16	10,23	0,06	12,02	0,25	9,19	0,064	24,08

Comparaison des concentrations aux critères de protection de la vie aquatique (CVAC)

La figure 5 illustre, pour chacune des rivières du réseau de base, la proportion des échantillons prélevés chaque année depuis 1992 pour lesquels un ou plusieurs pesticides dépassent le critère de qualité de l'eau (CVAC). Dans les quatre rivières, la fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau s'est accrue considérablement au cours des trois dernières années. En 2011, avant l'introduction de l'analyse des néonicotinoïdes, la fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau était assez similaire à ce qui était observé dans le bilan précédent (2008-2010) et se situait dans une plage variant de 4 % à 24 % des échantillons selon la rivière. Toutefois, à partir de 2012, avec la détection des insecticides néonicotinoïdes, la fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau monte en flèche pour atteindre 100 %, en 2014, dans trois des quatre cours d'eau étudiés.

De 2011 à 2014, des dépassements de critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (critère de toxicité chronique – CVAC) ont été observés pour onze pesticides, soit huit insecticides (clothianidine, thiaméthoxame, chlorpyrifos, carbaryl, diazinon, diméthoate, malathion et perméthrine) et trois herbicides (atrazine, métribuzine et β -métolachlore) [tableau 5].

Les produits qui dépassent le plus souvent leur critère sont les insecticides néonicotinoïdes. Considérés individuellement, la clothianidine et le thiaméthoxame dépassent le critère de 0,0083 µg/l dans respectivement 92,2 % et 88,9 % des échantillons prélevés dans les quatre rivières en 2014. Parmi les quatre rivières du réseau de base, la valeur maximale pour la clothianidine (0,42 µg/l) a été mesurée dans la rivière des Hurons et correspond à une amplitude de 50 fois la valeur du CVAC. Celle du thiaméthoxame (0,59 µg/l) a été mesurée dans la rivière Saint-Régis et correspond à 71 fois la valeur du critère. Comme le recommandent Mineau et Palmer (2013), si on compare au critère de qualité de l'eau à chaque date d'échantillonnage la somme des concentrations de ces deux néonicotinoïdes ayant le même mode d'action, ce sont 99,1 % des échantillons qui dépassent le critère. Les autres insecticides dépassent les critères dans moins de 10 % des échantillons. Ceux pour lesquels on trouve des dépassements d'une année à l'autre sont le chlorpyrifos et le carbaryl. Puisque le critère est très bas pour le chlorpyrifos (0,002 µg/l), l'amplitude des dépassements peut parfois être assez importante. Pour ce produit, les dépassements sont principalement observés dans la rivière Saint-Régis.

Selon l'année, l'atrazine a dépassé le critère de qualité de l'eau dans 4,3 % à 6,9 % des échantillons. Selon la rivière et l'année, l'amplitude des dépassements peut atteindre cinq à sept fois la valeur du critère. Le β -métolachlore présente des dépassements occasionnels (3,4 % des échantillons certaines années) dans les rivières Chibouet, des Hurons et Saint-Régis. En moyenne pour les quatre rivières confondues, des dépassements pour ce produit sont constatés dans entre 0,8 % et 1,7 % des échantillons. La métribuzine a été détectée dans les quatre rivières, mais présente des dépassements seulement dans 4,3 % des échantillons, en moyenne. En fait, les dépassements sont observés seulement dans la rivière Saint-Régis, où 17,2 % des échantillons ont dépassé le critère en 2014. Il faut cependant rappeler que bien que certains dépassements n'aient pas une fréquence très élevée, plus un

dépassement de critère aura une amplitude élevée, plus il sera susceptible d'entraîner des effets nocifs sur les organismes aquatiques, et ce, même si le dépassement est de courte durée.

La figure 5 décrit l'augmentation de la fréquence de dépassement des critères à partir de 2012 dans les quatre rivières étudiées. Cette hausse marquée est fortement associée aux dépassements par les néonicotinoïdes, qui font l'objet de l'analyse depuis 2012.

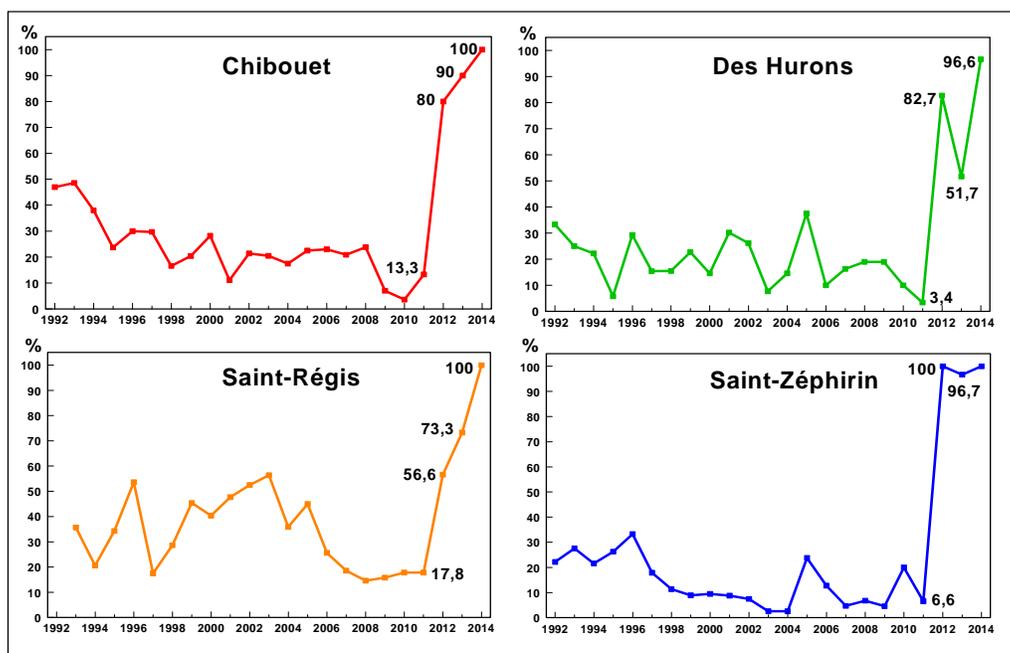


Figure 5 Évolution des tendances des fréquences¹ de dépassement de critères de qualité de l'eau

¹ Proportion des échantillons prélevés chaque année pour lesquels il y a un ou plusieurs dépassements de critère de qualité de l'eau (CVAC)

Tableau 5 Fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau (CVAC) par produit pour l'ensemble des quatre rivières du réseau de base (%)

	2011	2012	2013	2014
Herbicides				
Atrazine	4,3	5	6,8	6,9
Métribuzine	0,8	-	-	4,3
<i>s</i> -Métolachlore	-	0,8	0,8	1,7
Insecticides				
Clothianidine	NA	77,3	73,9	92,2
Thiaméthoxame	NA	NA	NA	88,9
Total néonicotinoïdes	NA	NA	NA	99,1
Chlorpyrifos	0,8	6,7	9,4	7,7
Carbaryl	0,8	0,8	2,6	0,9
Diazinon	2,6	-	0,8	-
Diméthoate	0,8	-	-	-
Malathion	-	-	0,8	0,9
Perméthrine	-	0,8	-	-

NA : produit non analysé cette année-là Tiret : pas de dépassement

Évolution des concentrations de pesticides

L'évolution des concentrations de pesticides est évaluée globalement pour l'ensemble des quatre rivières et pour les produits qui ont été détectés ou l'ont déjà été dans plus de 50 % des échantillons. La fréquence de détection de l'atrazine et du *s*-métolachlore demeure toujours élevée (figure 6). La détection du bentazone et du dicamba montre une diminution depuis 2010, mais ces produits sont encore détectés dans 50 % à 70 % des échantillons. La fréquence de détection du glyphosate continue d'augmenter et a atteint 97,5 % des échantillons en 2013. La détection de l'imazéthapyr est elle aussi en augmentation. Toutefois, la fréquence de détection du nicosulfuron et du flumetsulame a diminué sous la barre des 20 % pour atteindre une fréquence autour de 10 % en 2014 (résultat non illustré sur le graphique). Ces produits ne sont donc pas inclus dans l'analyse des tendances sur les concentrations mesurées. L'herbicide mésotrione ainsi que les insecticides néonicotinoïdes ont connu une augmentation de leur fréquence de détection dans les cours d'eau étudiés de 2011 à 2014, mais la série temporelle est trop courte pour pouvoir effectuer une analyse des tendances des concentrations.

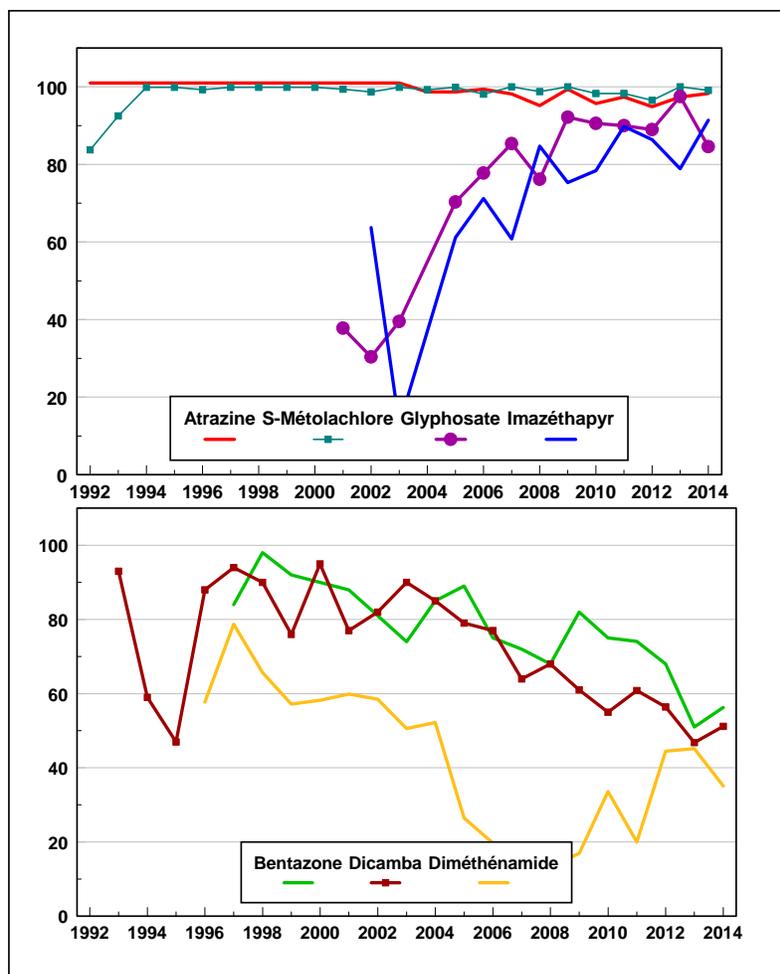


Figure 6 Tendances dans la fréquence de détection de quelques herbicides entre 1992 et 2014

Pour chaque pesticide détecté dans plus de 50 % des échantillons, une analyse statistique a été effectuée. Pour réaliser cette analyse, nous avons utilisé les médianes annuelles des données (non transformées) [tableau 6]. Bien que moins nombreuses que les données brutes, elles sont plus représentatives de la tendance centrale des données et reflètent probablement mieux l'évolution générale sur une longue période. Toutefois, on ne doit pas utiliser ces analyses pour juger du dépassement des critères de qualité puisque les fluctuations ponctuelles des concentrations de pesticides ne sont pas mises en évidence par les médianes.

Certains constats tirés de l'analyse des données brutes sont aussi rapportés, notamment lorsque ceux-ci n'étaient pas homogènes pour les quatre rivières ou en cas de divergence entre le résultat obtenu avec les médianes et celui obtenu avec les données brutes.

Globalement, sur toute la période de 1992 à 2014, l'analyse statistique des concentrations médianes (tableau 6, figure 7 et figure 8) montre une tendance à la baisse des concentrations médianes d'atrazine et de dicamba, et une tendance à la hausse du glyphosate et de l'imazéthapyr.

Pour l'atrazine, nous avons une tendance à la baisse statistiquement significative. La concentration médiane diminue de 0,04086 µg/l par année. Cette tendance à la baisse des concentrations médianes était déjà notée dans le rapport précédent (Giroux et Pelletier, 2012). Celle-ci se confirme avec les résultats actuels (tableau 6 et figure 7). La tendance est à la baisse que l'on considère les données sur l'ensemble de la période de 1992 à 2014 ou seulement celles de 2004 à 2014, ce qui tend à montrer que la baisse se poursuit. Les résultats de tous les traitements statistiques effectués, que ce soit sur les médianes ou sur les données brutes des concentrations d'atrazine (avec ou sans transformation logarithme népérien pour obtenir la normalité de la distribution), sont concordants et vont dans le sens d'une baisse des concentrations.

Dans le cas du S-métolachlore, l'analyse des médianes et l'analyse des données brutes montrent des résultats divergents. Alors que l'analyse des médianes montre une baisse des concentrations entre 1992 et 2014 (tableau 6), celle des données brutes montre que la tendance à la baisse est non significative pour les rivières Chibouet et des Hurons (tableau 3A de l'annexe 3). De plus, l'analyse des données de 2004 à 2014 montre que les concentrations de S-métolachlore n'ont pas connu de changement depuis dix ans (tableaux 3C et 3D de l'annexe 3). En fait, la baisse des concentrations médianes constatée de 1992 à 2014 s'expliquerait par des changements survenus avant 2004.

Quoique statistiquement significative, la baisse des concentrations médianes de dicamba est très faible, soit 0,00636 µg/l par année. En fait, l'examen des autres traitements statistiques semble indiquer une baisse de ce produit dans les rivières Chibouet et Saint-Zéphirin, mais aucune tendance significative pour les rivières des Hurons et Saint-Régis (tableaux 3B et 3D de l'annexe 3).

Pour l'herbicide bentazone, la tendance n'est pas homogène pour les quatre rivières (figure 8). On note une tendance à la baisse des concentrations médianes dans les rivières Chibouet, des Hurons et Saint-Zéphirin, mais pas dans la rivière Saint-Régis, où la baisse n'est pas statistiquement significative (tableau 6). Toutefois, si on considère seulement les données de la période de 2004 à 2014, les résultats montrent une tendance homogène à la baisse (tableaux 3C et 3D de l'annexe 3).

L'imazéthapyr connaît aussi une hausse statistiquement significative des concentrations médianes dans les quatre rivières, mais cette hausse n'est que de 0,0025 µg/l par année (tableau 6 et tableaux 3A et 3B de l'annexe 3).

Finalement, le glyphosate, dont l'usage s'est accru de façon marquée au cours des dix dernières années, montre une hausse statistiquement significative des concentrations médianes dans les quatre rivières à l'étude (tableau 6 et figure 8). Toutefois, l'augmentation n'est pas homogène pour les quatre rivières. Elle est plus importante dans les rivières Saint-Régis et Chibouet que dans les rivières des Hurons et Saint-Zéphirin. La hausse des concentrations observées pour la période d'étude précédente (2008 à 2010) se poursuit. Les résultats des traitements statistiques des données brutes vont aussi dans le sens d'une augmentation des concentrations (tableaux 3A et 3B de l'annexe 3).

À cet égard, aux États-Unis, Stone *et al.* (2014) indiquent que les tendances à la baisse pour certains pesticides et à la hausse pour d'autres reflètent essentiellement des changements dans l'usage des produits et l'introduction de nouveaux pesticides. Les baisses observées pour certains produits ne signifient donc pas une réduction globale de l'usage des pesticides.

Tableau 6 Tendances des concentrations médianes de quelques herbicides pour la période 1992-2014 (données non transformées)

Herbicide / rivière	Estimation de la pente	Probabilité	Tendance globale
Tendance homogène pour les quatre rivières			
Atrazine	-0,04086	< 0,0001	Baisse de 0,04086 µg/l par année
γ-Métolachlore	-0,0188	< 0,0001	Baisse de 0,0188 µg/l par année
Dicamba	-0,00636	< 0,0001	Baisse de 0,00636 µg/l par année
Imazéthapyr	0,002556	< 0,0001	Hausse de 0,002556 µg/l par année
Tendance non homogène pour les quatre rivières			
Bentazone			
Chibouet	-0,02576	< 0,0001	Baisse de 0,02576 µg/l par année
Des Hurons	-0,01932	< 0,0001	Baisse de 0,01932 µg/l par année
Saint-Régis	-0,00401	0,3568	Pas de tendance significative
Saint-Zéphirin	-0,01711	0,0002	Baisse de 0,01711 µg/l par année
Glyphosate			
Chibouet	0,03467	< 0,0001	Hausse de 0,03467 µg/l par année
Des Hurons	0,01977	0,0065	Hausse de 0,01977 µg/l par année
Saint-Régis	0,04625	< 0,0001	Hausse de 0,04625 µg/l par année
Saint-Zéphirin	0,02083	0,0123	Hausse de 0,02083 µg/l par année

Note : Si l'estimation de la pente est une valeur négative, cela signifie que les concentrations sont à la baisse et si elle est positive, qu'elles sont à la hausse. Dans le calcul de la probabilité, si le seuil est inférieur à 0,05 (5 %) cela signifie que la probabilité est supérieure à 95 % et que, par conséquent, la tendance est statistiquement significative.

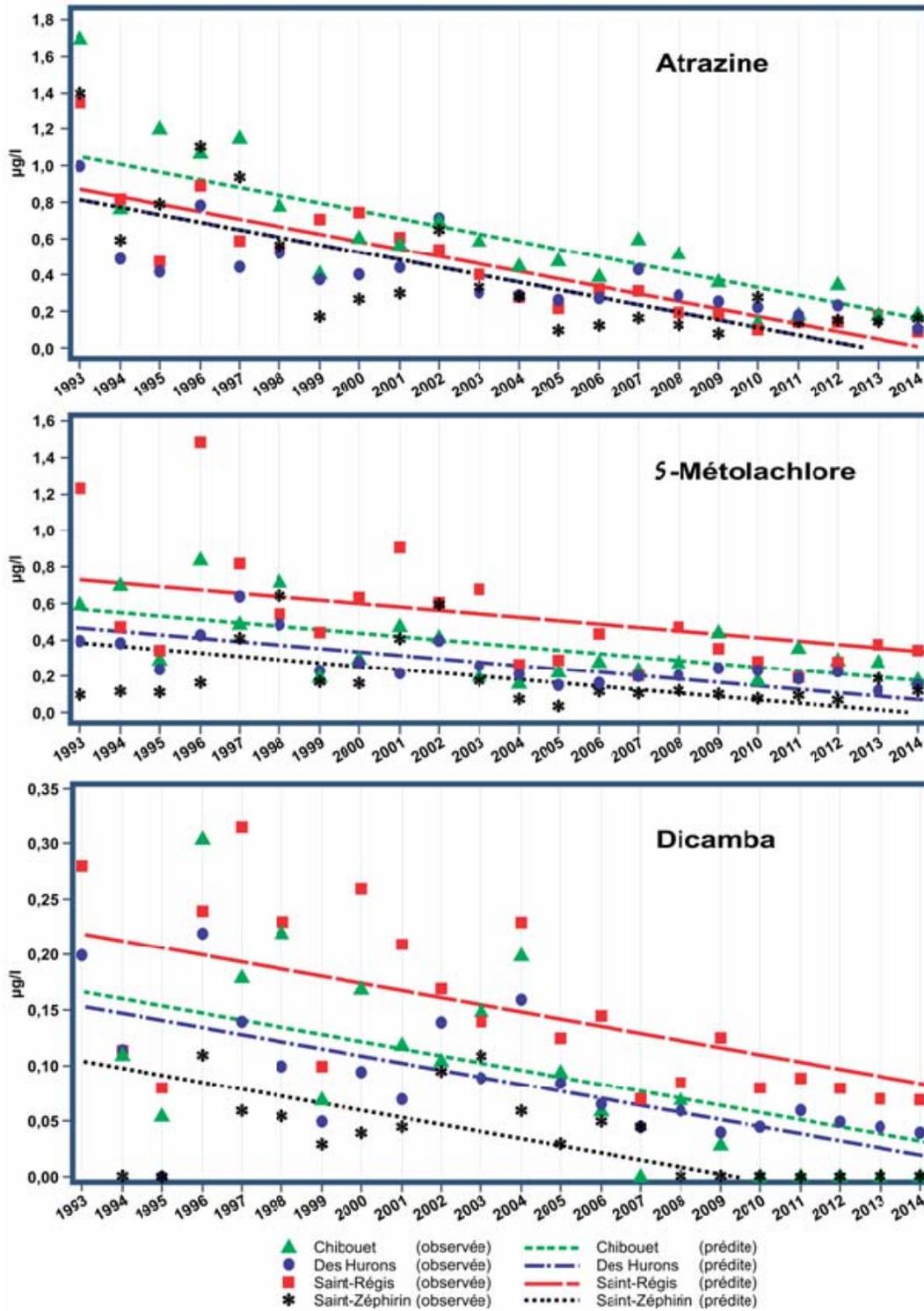


Figure 7 Régression linéaire des concentrations médianes d'atrazine, de β -métolachlore et de dicamba

Note : L'échelle des concentrations peut varier d'un graphique à l'autre

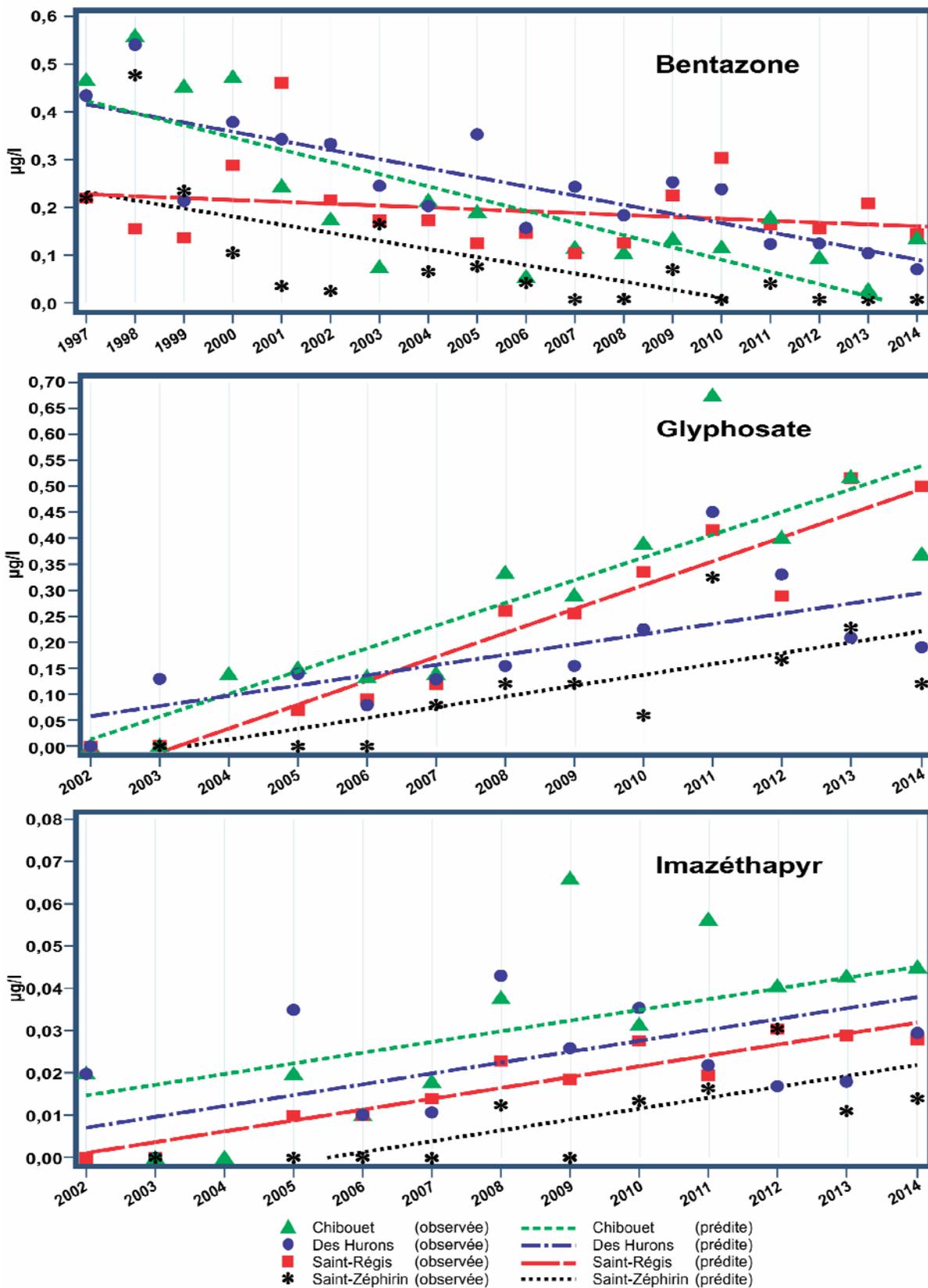


Figure 8 Régression linéaire des concentrations médianes de bentazone, de glyphosate et d'imazéthapyr

4 RÉSULTATS PAR RIVIÈRE POUR LE RÉSEAU DE BASE

Rivière Chibouet (bassin versant de la rivière Yamaska)

Au cœur du bassin versant de la rivière Yamaska, le bassin de la rivière Chibouet draine les eaux provenant des terres agricoles de Sainte-Hélène-de-Bagot et de Saint-Hugues. Des quatre bassins versants à l'étude, c'est celui qui montre la plus grande proportion en culture, soit 76 % de la superficie totale du bassin. Le maïs et le soya couvrent respectivement 51,7 % et 31,7 % de la superficie cultivée (figure 9), ce qui représente une hausse d'environ 5 % pour le soya par rapport aux données de 2010. À elles seules, en 2014, ces deux cultures représentent plus de 83 % de la superficie cultivée. Les autres cultures d'importance sont le foin (6,7 %) et les céréales (4 %).

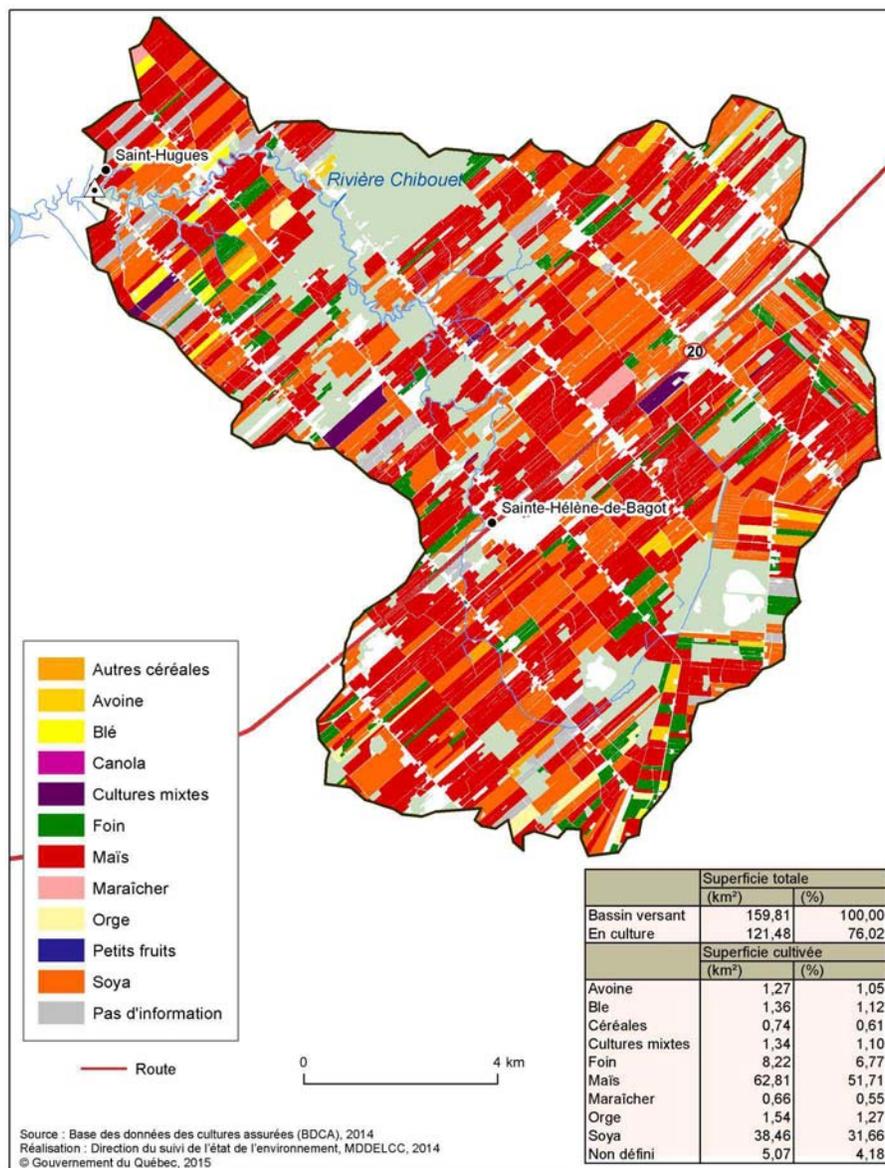


Figure 9 Cultures dans le bassin versant de la rivière Chibouet

Au cours de la période de 2011 à 2014, de 20 à 23 pesticides ont été détectés selon l'année. Parmi ces produits, ce sont les herbicides et leurs produits de dégradation qui sont détectés le plus fréquemment (14 à 16 annuellement). La fréquence de détection et la concentration maximale de chaque produit sont présentées au tableau 7.

Tableau 7 Pesticides détectés dans la rivière Chibouet, de 2011 à 2014

	Fréquence de détection (%)				Concentration max pour la période 2011-2014 (µg/l)
	2011	2012	2013	2014	
Herbicides					
s-Métolachlore	96,6	100	100	96,4	9,7
Atrazine	96,6	100	96,6	100	11
Dééthyl-atrazine	50	93,3	86,6	89,3	0,4
Déisopropyl-atrazine	20	3,3	6,6	10,7	0,14
Imazéthapyr	100	100	100	100	0,26
Glyphosate	96,6	96,6	100	93,1	18
AMPA	20	50	86,6	79,3	2,9
Mésotrione	70	53,3	70	55,2	1,4
Bentazone	60	73,3	50	56,6	1,6
Diméthénamide	13,3	56,6	76,6	17,8	0,17
Nicosulfuron	33,3	50	3,3	13,8	0,024
Dicamba	20	43,3	30	13,8	0,75
MCPA	23,3	16,6	10	13,8	0,39
2,4-D	10	6,6	13,3	10,3	1,3
Rimsulfuron	6,6	3,3	3,3	3,4	0,04
2,4-DP	3,3	3,3	-	-	0,04
Simazine	3,3	-	-	-	0,04
Linuron	-	6,6	-	-	0,27
Diuron	-	3,3	-	-	0,38
Sulfosulfuron	-	3,3	-	-	0,002
Métribuzine	-	-	16,6	21,4	0,07
Bromoxynil	-	-	6,6	-	0,15
Mécoprop	-	-	6,6	-	0,21
2,4-DB	-	-	3,3	-	0,27
Pendiméthaline	NA	NA	NA	7,1	0,06
Cyanazine	-	-	-	3,6	0,04
Glufosinate	-	-	-	3,4	0,05
Insecticides					
Clothianidine	NA	100	96,6	100	0,21
Thiaméthoxame	NA	NA	NA	100	0,24
Malathion	3,3	-	16,6	3,4	0,13
Chlorpyrifos	3,3	-	-	-	0,4
Carbofuran	3,3	-	-	-	0,12
λ-Cyhalothrine	-	-	-	3,4	0,17
Nombre de pesticides détectés	20	20	21	23	

Dans la rivière Chibouet, en 2011, 13,3 % des échantillons dépassaient les critères (CVAC) pour un ou plusieurs pesticides. À partir de 2012, cette proportion passe à 80 %, à 90 % en 2013 et à 100 % en 2014. La fréquence de dépassement des critères par pesticide individuel est présentée au tableau 8. Dans les années antérieures, on notait quelques insecticides présents de façon ponctuelle, mais parfois en concentration excédant les critères établis pour la protection des espèces aquatiques (CVAC). Avec l'inclusion des néonicotinoïdes au programme de suivi, la fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau a augmenté considérablement, découlant probablement du relargage continu associé à l'enrobage des semences.

Tableau 8 Dépassements des critères de qualité de l'eau dans la rivière Chibouet, de 2011 à 2014

	CVAC	Fréquence de dépassement du CVAC (%)			
		2011	2012	2013	2014
Herbicides					
γ-Métolachlore	7,8	-	-	3,3	3,6
Atrazine	1,8	10	-	6,7	14,3
Insecticides					
Clothianidine	0,0083	NA	80	90	96,5
Thiaméthoxame	0,0083	NA	NA	NA	93,1
Chlorpyrifos	0,002	3,3	-	-	-
Malathion	0,1	-	-	3,3	-

NA : non analysé

Plusieurs pesticides sont présents simultanément dans l'eau durant toute la période de mai à août. Les concentrations journalières les plus élevées, pour la somme des pesticides présents à chaque date d'échantillonnage, surviennent habituellement en juin ou juillet à la suite de fortes pluies. La figure 10 montre la somme des concentrations journalières pour chacune des campagnes d'échantillonnage de 2011 à 2014. Mises à part les concentrations cumulées de l'été 2012, qui sont toutes sous la barre de 10 µg/l, la période de 2011 à 2014 montre plusieurs dates où la somme des concentrations est supérieure à 10 µg/l et même à 20 µg/l, alors que l'amplitude des pics était moins importante au cours de la période précédente. À l'exception du mois de mai, la saison 2012 a été caractérisée par des précipitations plus faibles que la normale pour les mois de juillet et d'août. Cette situation pour le mois de juillet pourrait, en partie, expliquer les plus faibles concentrations mesurées cette année-là en comparaison avec les trois autres années.

L'amplitude des pics est maximale en juin ou juillet, puis les concentrations diminuent à mesure que la saison de culture avance, avec une exception en août 2011 où le glyphosate a montré une concentration particulièrement élevée. Des quatre années à l'étude, c'est en 2013 que l'on a observé la concentration totale la plus élevée, soit 29,6 µg/l, alors que la valeur maximale de la période précédente (2008-2010) était de 15,68 µg/l. Cette année-là, les précipitations ont d'ailleurs été plus élevées que la normale au cours des mois de mai et juin (annexe 4). Même chose pour le mois de juin 2014, où de fortes précipitations ont vraisemblablement entraîné des concentrations plus élevées dans le cours d'eau. Ces tendances sont à peu près les mêmes pour les trois autres cours d'eau.

Notons toutefois que l'importance (quantité d'eau) et l'intensité (dans un court laps de temps) d'un épisode de pluie sont probablement plus significatives pour expliquer les pics de concentrations de pesticides dans l'eau des rivières que la quantité de pluie cumulée pendant un mois donné. Les pluies intenses qui surviennent en début de saison, peu après l'application des pesticides aux champs (de la fin mai jusqu'au début juillet), causent davantage de pointes de concentrations élevées dans les rivières que celles qui se produisent plus tard en saison. La plus grande partie des pesticides qui sont transportés vers les cours d'eau le sont lors de ces premiers événements de pluie qui suivent l'application. Par la suite, tout au long de l'été, la croissance des cultures permet de recouvrir progressivement le sol, de telle sorte que les pluies en fin d'été sont moins susceptibles de causer du ruissellement vers les cours d'eau voisins. Une partie des pesticides peut aussi être absorbée par les plantes ou progressivement dégradée.

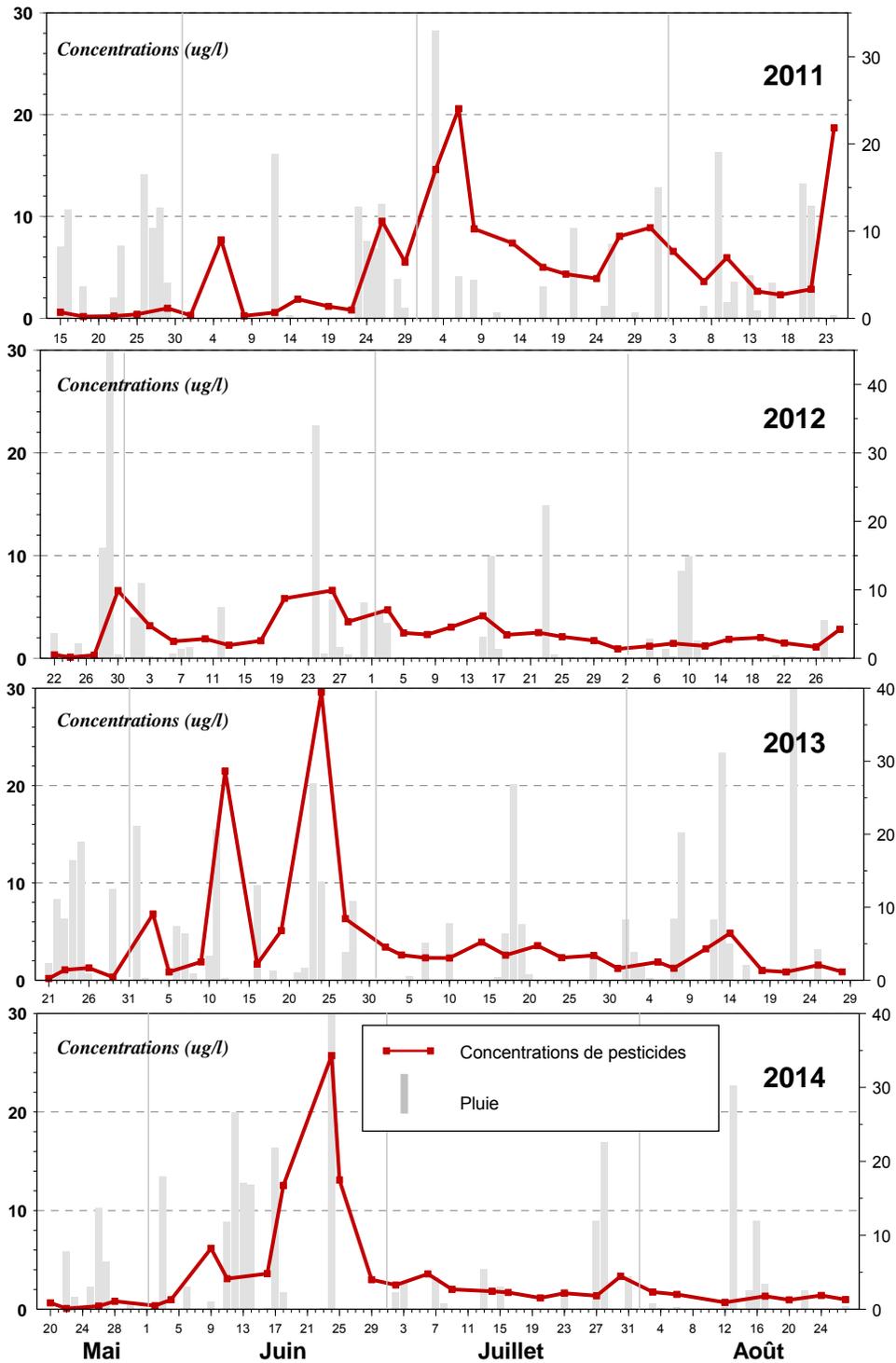


Figure 10 Somme des concentrations de pesticides dans la rivière Chibouet en fonction des épisodes de pluie, pour chaque campagne d'échantillonnage de 2011 à 2014

Rivière des Hurons (bassin versant de la rivière Richelieu)

La rivière des Hurons, tributaire de la rivière Richelieu, présente le plus grand bassin versant (313 km²) des quatre rivières à l'étude. Elle draine les eaux provenant des municipalités de Sainte-Madeleine, de Sainte-Angèle-de-Monnoir, de Sainte-Marie-de-Monnoir et de Saint-Jean-Baptiste. La proportion du bassin versant consacrée aux cultures est de 71 %. Le maïs y occupe 42,4 % de la superficie cultivée, le soya, 32 %. On y trouve aussi un peu de cultures maraîchères (probablement entre 2 et 5 % de la superficie cultivée). Les céréales, notamment le blé, couvrent environ 5,4 % des surfaces cultivées (figure 11).

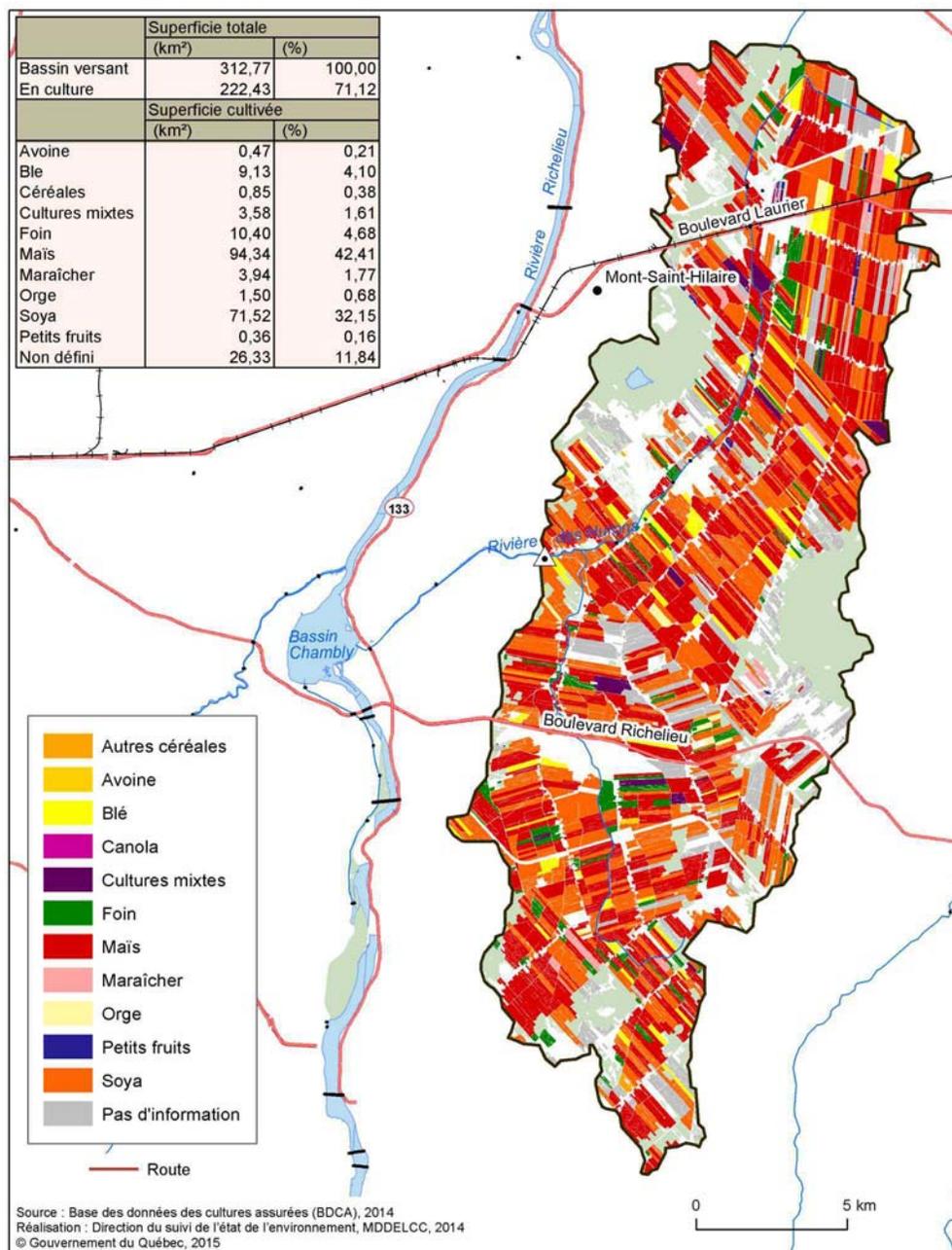


Figure 11 Cultures dans le bassin versant de la rivière des Hurons

Au cours de la période de 2011 à 2014, de 23 à 30 pesticides ont été détectés dans la rivière des Hurons. Les herbicides le plus souvent présents sont le γ -métolachlore, l'atrazine, le glyphosate, l'imazéthapyr, le

bentazone, le dicamba et le mésotrione (tableau 9). Plusieurs insecticides sont aussi détectés. La clothianidine et le thiaméthoxame, insecticides utilisés pour le traitement des semences du maïs et du soya, sont présents dans plus de 90 % des échantillons en 2014. Le chlorantraniliprole (CORAGEN), homologué pour une grande variété de cultures et ajouté à l'analyse en 2013, est lui aussi détecté dans plus de 90 % des échantillons. Cinq autres insecticides ainsi que le fongicide myclobutanil ont été détectés ponctuellement.

Tableau 9 Pesticides détectés dans la rivière des Hurons, de 2011 à 2014

	Fréquence de détection (%)				Concentration max pour la période 2011-2014 (µg/l)
	2011	2012	2013	2014	
Herbicides					
γ-Métolachlore	100	89,6	100	100	9,9
Atrazine	100	86,2	96,4	96,7	11
Dééthyl-atrazine	65,5	68,9	57,1	86,7	0,44
Déisopropyl-atrazine	20,7	10,3	-	13,3	0,22
Glyphosate	90	93,1	100	90	7,8
AMPA	66,6	68,9	82,7	83,3	1,6
Imazéthapyr	96,5	72,4	68,9	93,3	0,47
Bentazone	96,6	72,4	64,3	73,3	2,4
Dicamba	90	75,8	57,1	56,7	1,4
Mésotrione	79,3	75,8	41,4	36,7	2,3
Diméthénamide	31	41,4	25	40	0,71
Nicosulfuron	55,2	48,3	13,8	3,3	0,074
Flumetsulame	48,3	44,8	44,8	20	0,18
MCPA	43,3	34,5	14,3	23,3	0,7
2,4-D	46,6	48,3	28,6	20	2,5
Rimsulfuron	31	31	17,2	16,7	0,047
Métribuzine	13,8	3,4	10,7	60	0,84
2,6-Dichlorobenzamide	NA	6,8	-	36,7	0,03
Mécoprop	23,3	41,4	14,3	6,7	2,6
Bromoxynil	10	6,8	17,8	20	0,14
Diuron	-	6,8	-	-	0,36
Trifluraline	-	3,4	7,1	-	0,01
Simazine	3,4	6,8	3,6	-	0,12
Linuron	3,4	3,4	-	-	0,23
Sulfosulfuron	NA	3,4	-	3,3	0,05
2,4-DB	3,3	3,4	-	3,3	0,12
EPTC	-	3,4	-	-	0,05
Glufosinate	NA	NA	3,4	-	0,07
Napropamide	NA	-	3,4	3,3	0,11
Insecticides					
Clothianidine	NA	89,6	79,3	93,3	0,42
Thiaméthoxame	NA	NA	NA	96,7	0,24
Chlorantraniliprole	NA	NA	93	96,7	0,071
Diazinon	3,4	-	3,6	-	0,04
Perméthrine	-	3,4	-	-	0,12
Carbaryl	-	-	3,6	3,3	0,33
Diméthoate	-	3,4	-	-	0,07
Malathion	-	-	-	3,3	0,02
Fongicide					
Myclobutanil	-	-	3,6	-	0,05
Nombre de pesticides détectés	23	30	27	28	

En 2011, 3,4 % des échantillons prélevés dans la rivière des Hurons dépassaient les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques (CVAC). Par contre, à partir de 2012, l'analyse des néonicotinoïdes a fait augmenter cette proportion à 82,7 %, à 51,7% en 2013 et à 96,6% en 2014. Bien que les insecticides néonicotinoïdes soient responsables de la plus grande partie de ces dépassements, plusieurs autres pesticides montrent aussi des valeurs supérieures aux critères (tableau 10). De 2012 à 2014, des dépassements des critères sont observés pour sept pesticides. Outre les néonicotinoïdes clothianidine et thiaméthoxame, les insecticides diazinon, perméthrine et carbaryl présentent aussi des dépassements ponctuels. L'herbicide atrazine montre des dépassements dont la fréquence varie d'une année à l'autre (entre 0 et 17,2 %). Le γ -métolachlore montre un dépassement ponctuel en 2012.

Tableau 10 Dépassements des critères de qualité de l'eau dans la rivière des Hurons, de 2011 à 2014

	CVAC	Fréquence de dépassement du CVAC (%)			
		2011	2012	2013	2014
Herbicides					
Atrazine	1,8	-	17,2	7,1	3,3
γ -Métolachlore	7,8	-	3,4	-	-
Insecticides					
Clothianidine	0,0083	NA	82,7	51,7	90
Thiaméthoxame	0,0083	NA	NA	NA	80
Diazinon	0,004	3,4	-	3,6	-
Perméthrine	0,004	-	3,4	-	-
Carbaryl	0,2	-	-	3,6	-

En 2012 et 2013, on note des concentrations journalières cumulées supérieures à 20 $\mu\text{g/l}$ (somme de tous les pesticides détectés ce jour-là), alors qu'il n'y en a pas eu en 2011 et 2014 (figure 12) ni lors de la campagne d'échantillonnage antérieure (2008-2010). L'application des pesticides, conjuguée aux fortes précipitations de la fin mai 2012 et à celles de la fin mai au début juin 2013, enregistrées à la station météorologique de Marieville, ont vraisemblablement entraîné des pics de concentrations élevées dans le cours d'eau. Par contre, tel qu'il a été évoqué précédemment, le reste de la saison 2012 a connu des précipitations généralement inférieures aux normales.

Rivière Saint-Régis (affluent du Saint-Laurent)

Le bassin de la rivière Saint-Régis couvre 93,7 km². La partie en aval du bassin se situe en milieu urbain, mais toute la zone en amont est agricole (figure 13). La rivière Saint-Régis et son tributaire, la rivière Saint-Pierre, drainent les eaux provenant des municipalités de Saint-Isidore et de Saint-Constant et d'une partie de Saint-Rémi.

Les cultures y occupent 63,9 % du bassin versant. Le maïs compte pour 28,6 % de la superficie cultivée; le soya, 35 %; les céréales, 5,2 %; et les cultures maraîchères, 11,2 %. Le foin occupe 5,7 % de la superficie cultivée, mais ce type de culture ne requiert pas de pesticides, ou très peu.

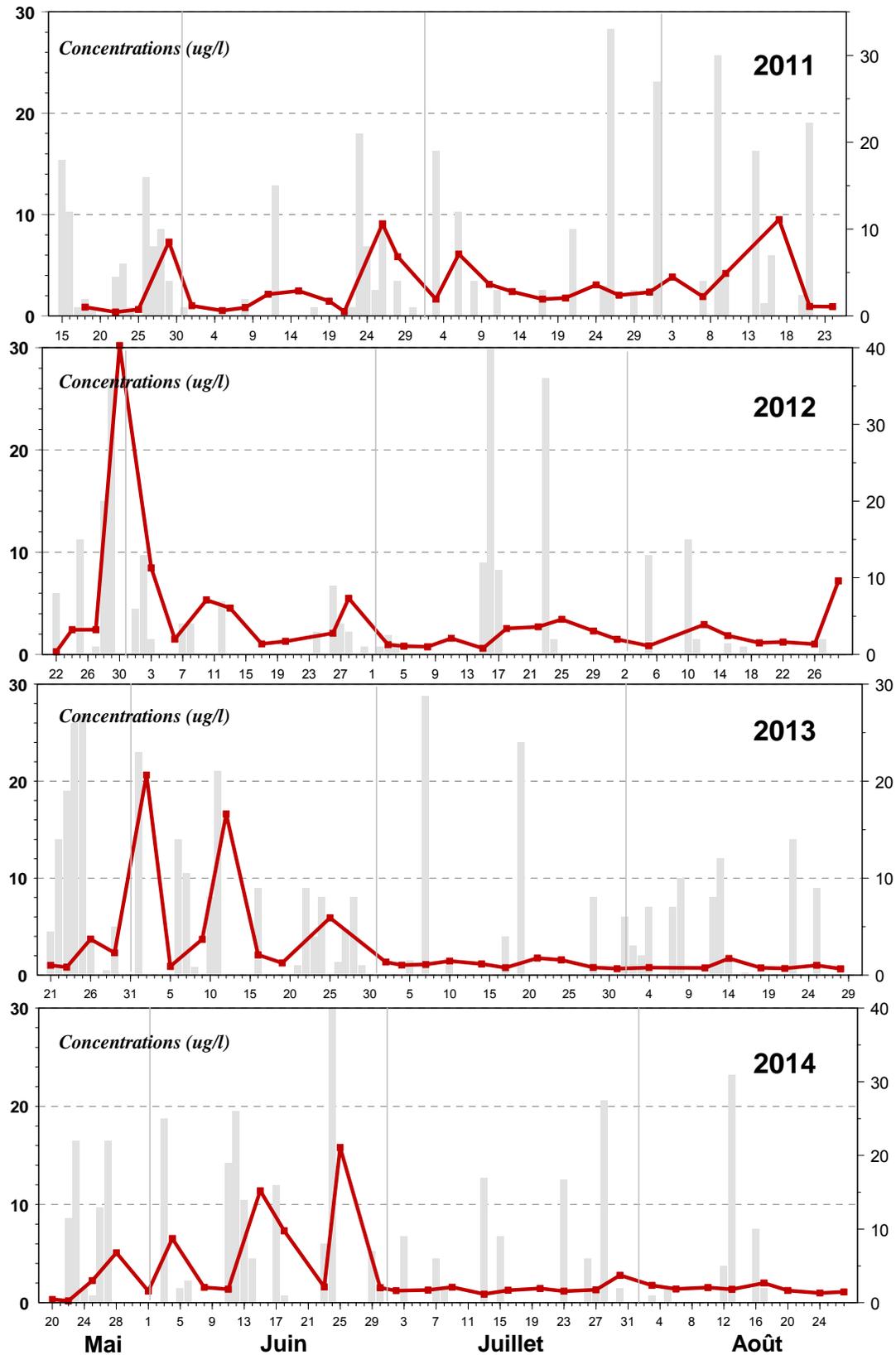


Figure 12 Somme des concentrations de pesticides dans la rivière des Hurons en fonction des épisodes de pluie, pour chaque campagne d'échantillonnage de 2011 à 2014

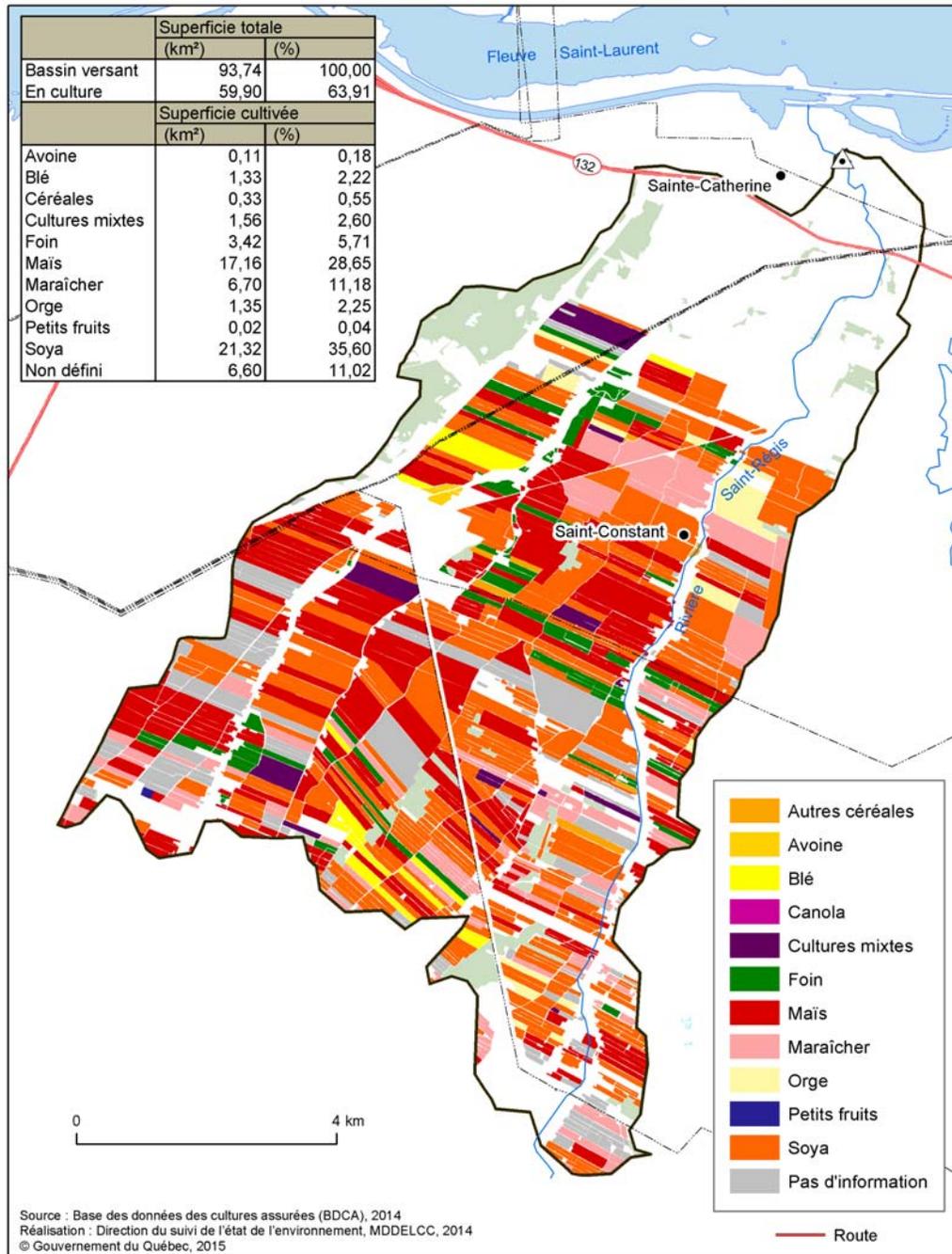


Figure 13 Cultures dans le bassin versant de la rivière Saint-Régis

De 2011 à 2014, de 23 à 33 pesticides ont été détectés dans la rivière Saint-Régis. Comme pour les autres rivières du réseau de base, les produits détectés le plus souvent sont les herbicides associés aux cultures de maïs et de soya, soit le *s*-métolachlore, l'atrazine, le glyphosate, le dicamba, le bentazone et l'imazéthapyr (tableau 11). Cependant, une vingtaine d'autres herbicides ont aussi été détectés. La fréquence moyenne de détection du glyphosate pour la période 2011-2014 (94 %) est similaire à celle de 2008-2010 (93 %).

Comme pour les deux autres rivières, la rivière Saint-Régis montre aussi la présence des insecticides de la famille des néonicotinoïdes. Dès 2012, la première année où ce produit était analysé, la clothianidine était détectée dans 96,6 % des échantillons. Même chose pour le thiaméthoxame, analysé pour la première fois dans ce cours d'eau en 2014 et dès lors détecté dans 100 % des échantillons. On note également la présence fréquente de l'insecticide chlorantraniliprole, soit dans 96,5 % des échantillons en 2014. Plusieurs autres insecticides sont détectés, notamment le chlorpyrifos, le diméthoate et le carbaryl. Le bassin versant de la rivière Saint-Régis compte des superficies appréciables en cultures maraîchères qui pourraient expliquer la détection de certains de ces insecticides.

Globalement, la proportion des échantillons qui dépassaient les critères de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques pour un ou plusieurs pesticides était de 17,8 % en 2011, de 56,6 % en 2012, de 73,3 % en 2013 et de 100 % en 2014. Au cours de ces quatre saisons d'échantillonnage, dix pesticides ont été décelés en concentrations supérieures aux critères de qualité de l'eau établis pour la protection de la vie aquatique. Dans cette rivière, il n'est pas rare de trouver quatre ou cinq pesticides qui dépassent en même temps leur critère respectif.

Parmi les herbicides, ceux qui dépassent leur critère sont la métribuzine, l'atrazine et le *s*-métolachlore. En ce qui concerne les insecticides, ceux qui dépassent le plus souvent les critères sont encore une fois les insecticides de la famille des néonicotinoïdes. En 2014, le thiaméthoxame dépassait le critère dans tous les échantillons, alors que la clothianidine le dépassait dans 82,7 % des échantillons. Le chlorpyrifos a été détecté en concentration dépassant le critère de qualité de l'eau dans plus de 30 % des échantillons en 2013 et 2014. Parmi les autres insecticides, le diazinon, le carbaryl, le diméthoate et le malathion dépassent leur critère dans 3 % à 7 % des échantillons.

Les concentrations cumulées les plus élevées ont été observées en juin 2013 et 2014, peu après des épisodes de fortes pluies (figure 14). Ces valeurs maximales gravitent autour de 20 µg/l. À l'inverse, comme l'indiquent les sommaires climatologiques de la station météorologique de La Prairie, le mois de juin 2012 a connu moins de pluie que la normale et les pointes de concentrations les plus élevées sont égales ou inférieures à 10 µg/l cette année-là.

Tableau 11 Pesticides détectés dans la rivière Saint-Régis, de 2011 à 2014

	Fréquence de détection (%)				Concentration max pour la période 2011-2014 (µg/l)
	2011	2012	2013	2014	
Herbicides					
<i>s</i> -Métolachlore	100	96,6	100	100	8,4
Atrazine	100	93,3	96,5	96,5	3,3
Dééthyl-atrazine	46,4	53,3	69	72,4	0,27
Déisopropyl-atrazine	14,3	3,3	3,4	10,3	0,08
Glyphosate	80	100	100	96,5	3,6
AMPA	76,6	63,3	90	86,2	2,4
Dicamba	100	96,6	93,3	86,2	1,1
Bentazone	90	93,3	86,7	75,9	9,6
Imazéthapyr	92,8	83,3	76,7	86,2	0,84
Mésotrione	57,1	63,3	76,7	55,2	0,99
Diméthénamide	35,7	66,6	72,4	72,4	1,7
2,4-D	66,6	80	53,3	44,8	1,2
Métribuzine	25	30	55,2	89,6	3,3
Mécoprop	53,3	70	30	34,5	0,74
Imazapyr	-	66,6	56,7	17,2	0,2
Flumetsulame	42,8	36,6	40	6,8	0,66
MCPA	26,6	20	5	20,7	0,76
Linuron	3,6	-	10,3	27,6	1,3
Glufosinate	NA	NA	10	-	5,6
Trifluraline	-	10	6,9	-	0,02
Clopyralide	6,6	-	13,3	3,4	0,27
Bromoxynil	3,3	6,6	13,3	-	0,57
Diuron	-	6,6	-	3,4	1,2
Nicosulfuron	-	3,3	3,3	-	0,01
2,6-Dichlorobenzamide	NA	-	-	3,4	0,02
2,4-DP	-	3,3	-	-	0,03
Pendiméthaline	NA	NA	NA	3,4	0,1
Diméthazone	NA	NA	NA	3,4	0,15
Insecticides					
Clothianidine	NA	96,6	96,6	96,5	0,37
Thiaméthoxame	NA	NA	NA	100	0,59
Chlorantraniliprole	NA	NA	90	96,5	0,21
Chlorpyrifos	-	26,6	37,9	31	0,3
Diméthoate	28,6	23,3	24,1	34,5	6,4
Carbaryl	7,1	13,3	17,2	24,1	2,9
1-Naphtol	3,3	-	3,4	3,4	0,22
Diazinon	7,1	-	-	-	0,06
Malathion	-	-	3,4	3,4	0,1
Fongicides					
Boscalide	NA	NA	NA	44,8	1,3
Azoxystrobine	NA	NA	NA	6,8	0,1
Nombre de pesticides détectés	23	26	30	33	

Tableau 12 Dépassements des critères de qualité de l'eau dans la rivière Saint-Régis, de 2011 à 2014

	CVAC	Fréquence de dépassement du CVAC (%)			
		2011	2012	2013	2014
Herbicides					
Atrazine	1,8	-	-	6,9	3,4
<i>s</i> -Métolachlore	7,8	-	-	-	3,4
Métribuzine	1	3,6	-	-	17,2
Insecticides					
Clothianidine	0,0083	NA	46,7	56,7	82,7
Thiaméthoxame	0,0083	NA	NA	NA	100
Chlorpyrifos	0,002	-	26,7	37,9	31
Diazinon	0,004	7,1	-	-	-
Carbaryl	0,2	3,6	3,3	6,9	3,4
Diméthoate	6,2	3,6	-	-	-
Malathion	0,1	-	-	-	3,4

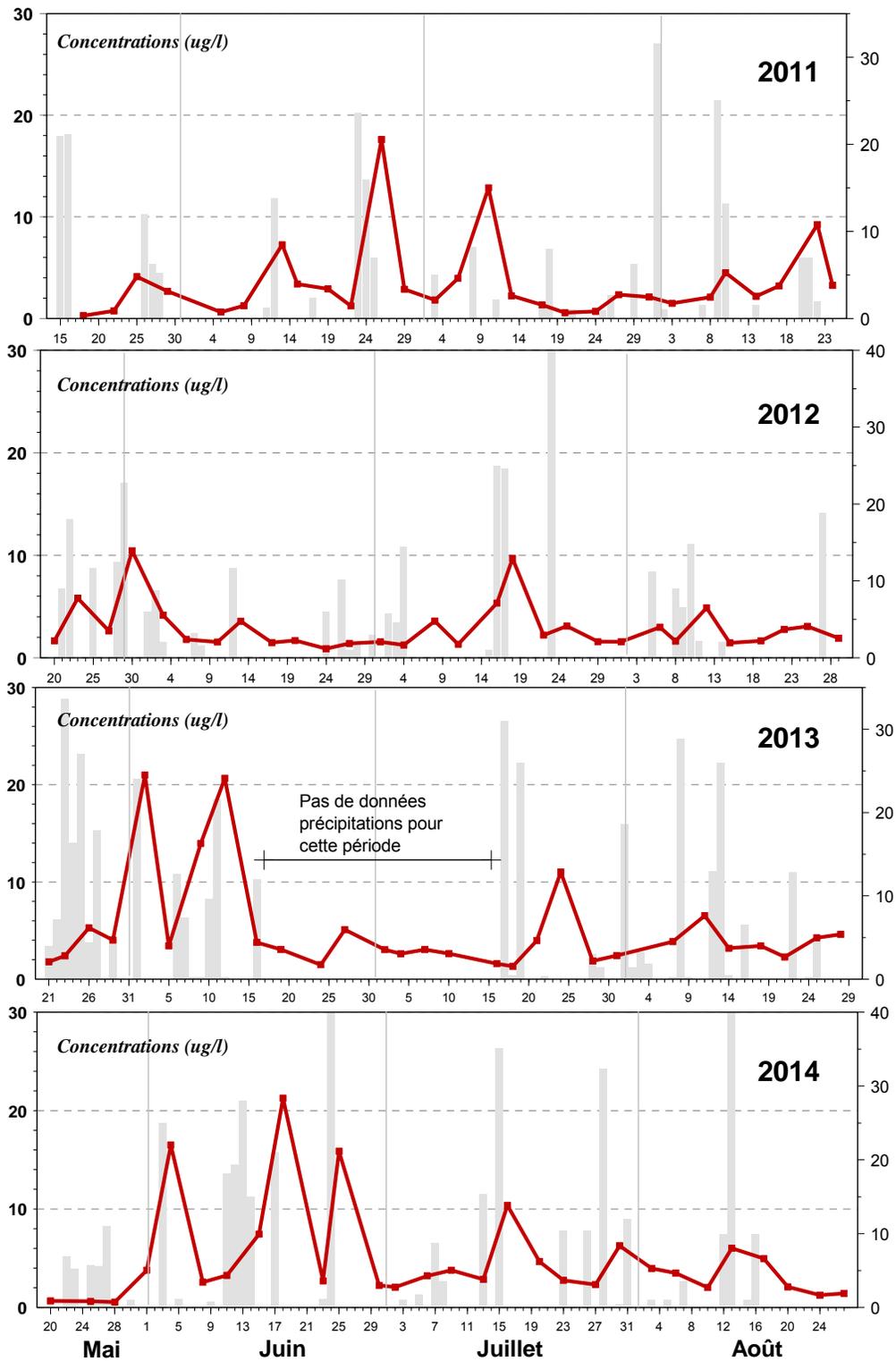


Figure 14 Somme des concentrations de pesticides dans la rivière Saint-Régis en fonction des épisodes de pluie, pour chaque campagne d'échantillonnage de 2011 à 2014

Rivière Saint-Zéphirin (bassin versant de la rivière Nicolet)

Le bassin de la rivière Saint-Zéphirin est le plus petit des quatre bassins à l'étude (78,4 km²). La rivière recueille les eaux provenant des terres agricoles des municipalités de Saint-Zéphirin et de La Visitation-de-Yamaska. La rivière se jette dans la rivière Nicolet Sud-Ouest, laquelle rejoint la rivière Nicolet.

Les cultures couvrent 66 % de la superficie du bassin versant. Parmi les cultures présentes, celle du maïs compose 42,3 % de la superficie cultivée et le soya, 25,3 % (figure 14). On y trouve aussi du foin (10,6 %) et des céréales (4,89 %) [figure 15].

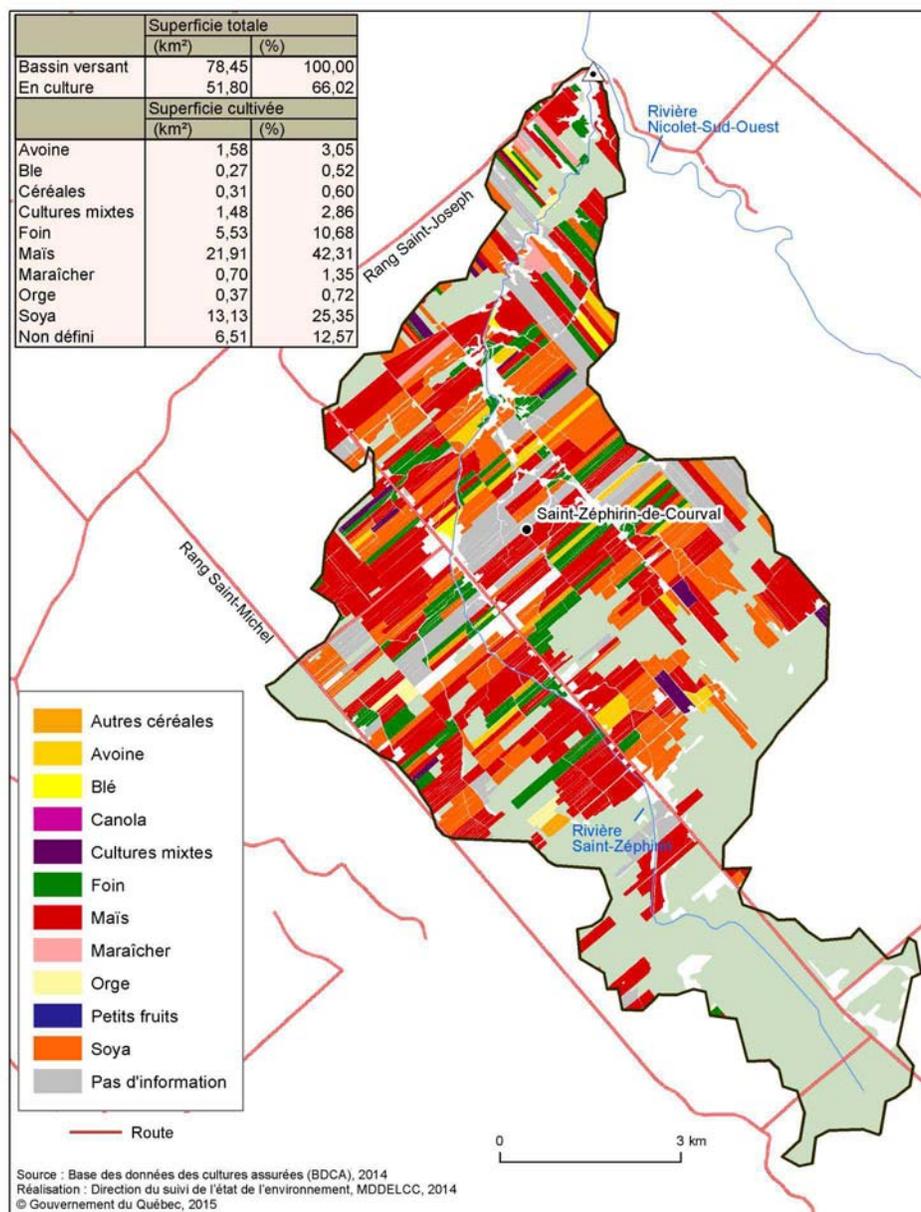


Figure 15 Cultures dans le bassin versant de la rivière Saint-Zéphirin

De 2011 à 2014, de 15 à 23 pesticides ont été détectés dans la rivière Saint-Zéphirin. En moyenne, les herbicides *s*-métolachlore, atrazine, glyphosate et imazéthapyr ont été détectés dans 99 %, 98 %, 81 % et 79 % des échantillons respectivement. Plusieurs autres herbicides (14) sont détectés, mais dans moins de 50 % des échantillons prélevés (tableau 13). Intégré à l'analyse en 2012, l'insecticide clothianidine a été détecté dans 100 % des échantillons dès la première année ainsi que lors des deux années subséquentes. Le thiaméthoxame, ajouté au programme de suivi en 2014, est détecté dans 96,5 % des échantillons.

Tableau 13 Pesticides détectés dans la rivière Saint-Zéphirin, de 2011 à 2014

	Fréquence de détection (%)				Concentration max pour la période 2011-2014 (µg/l)
	2011	2012	2013	2014	
Herbicides					
<i>s</i> -Métolachlore	96,6	100	100	100	4,2
Atrazine	93,3	100	100	100	13
Dééthyl-atrazine	46,6	73,3	80	82,7	0,52
Déisopropyl-atrazine	10	-	6,7	6,9	0,2
Glyphosate	93,3	66,6	90	72,4	3,4
AMPA	53,3	26,6	56,7	34,5	0,91
Imazéthapyr	70	90	70	86,2	0,42
Mésotrione	40	56,6	76,7	24,1	0,72
Nicosulfuron	6,6	73,3	83,3	27,6	0,24
Bentazone	50	33,3	3,3	17,3	0,9
Dicamba	33,3	10	6,7	48,3	1,2
Rimsulfuron	6,6	16,6	43,3	31	0,1
MCPA	36,6	23,3	16,7	13,8	2,3
Métribuzine	-	13,3	-	13,8	0,88
Diméthénamide	-	13,3	6,7	10,3	0,57
2,4-D	3,3	0	6,7	20,7	1,3
Flumetsulame	-	16,6	3,3	3,4	0,016
Bromoxynil	-	6,6	-	-	0,04
Mécoprop	-	3,3	-	3,4	0,25
Glufosinate	-	-	-	3,5	0,05
Sulfosulfuron	NA	13,3	-	-	0,003
Insecticides					
Clothianidine	NA	100	100	100	0,17
Thiaméthoxame	NA	NA	NA	96,5	0,27
Chlorantraniliprole	NA	NA	3,3	6,9	0,029
Diméthoate	3,3	-	-	-	1,6
λ-Cyhalothrine	-	-	-	3,4	0,08
Nombre de pesticides détectés	15	19	18	23	

Tableau 14 Dépassements des critères de qualité de l'eau dans la rivière Saint-Zéphirin, de 2011 à 2014

	CVAC	Fréquence de dépassement du CVAC (%)			
		2011	2012	2013	2014
Herbicides					
Atrazine	1,8	6,6	3,3	6,7	6,9
Insecticides					
Clothianidine	0,0083	NA	100	96,7	96,5
Thiaméthoxame	0,0083	NA	NA	NA	82,7

Les critères de qualité de l'eau étaient dépassés dans 6,6 % des échantillons en 2011 (tous pesticides confondus) et ces dépassements étaient essentiellement pour l'atrazine (tableau 14). Par la suite, l'atrazine dépasse le critère de qualité de l'eau (CVAC) dans 3,3 % à 6,9 % des échantillons selon les années. En moyenne pour ces quatre années, la fréquence de dépassement pour ce paramètre (5,9 %) a diminué par rapport à la période 2008-2010 (9,7 %). Mais comme pour les trois autres stations, la fréquence globale des dépassements s'élève à 96,7 % en 2013 et à 100 % en 2012 et 2014 en raison notamment de l'inclusion du suivi des insecticides néonicotinoïdes.

La valeur journalière cumulée la plus élevée pour la concentration totale de tous les pesticides a été mesurée en 2014, soit une valeur de 24,08 µg/l, ce qui est similaire au maximum observé lors de la période 2008-2010 (24,57 µg/l). Les concentrations cumulées étaient cependant inférieures à 10,23 µg/l en 2011, à 12,02 µg/l en 2012 et à 9,19 µg/l en 2013 (figure 16).

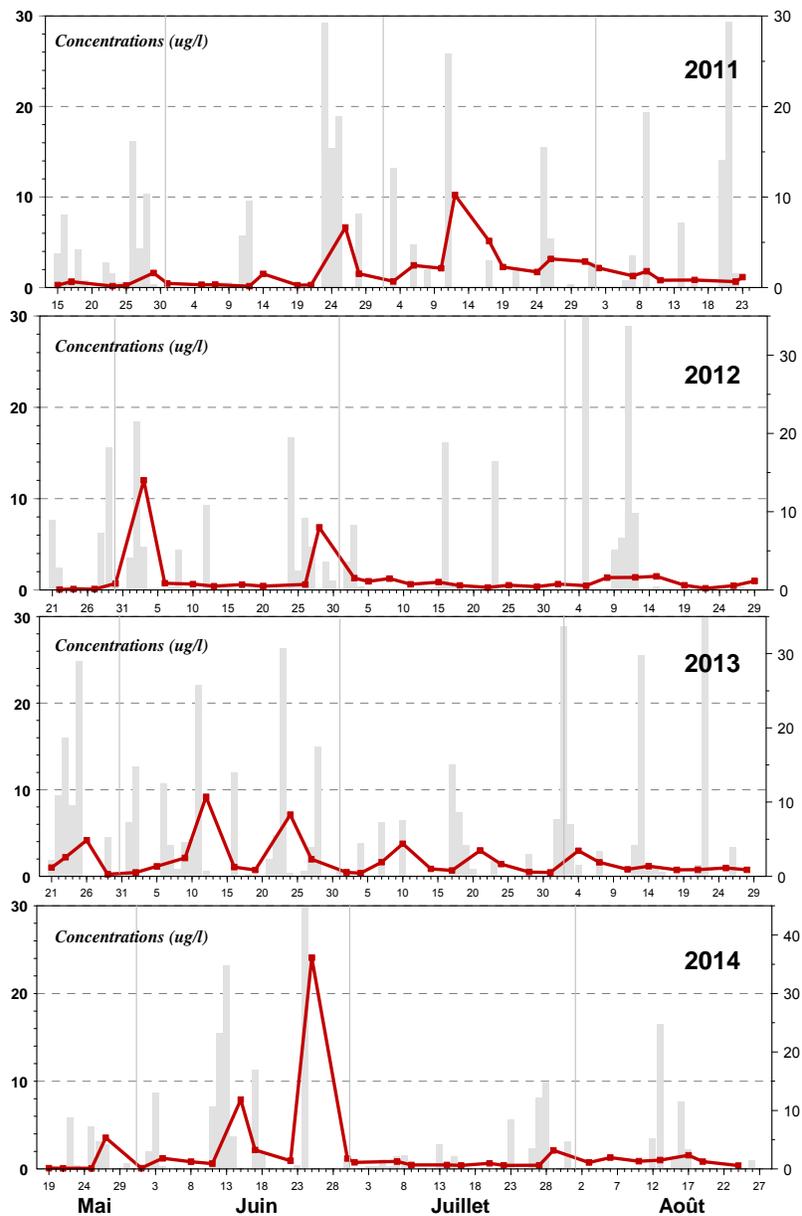


Figure 16 Somme des concentrations de pesticides dans la rivière Saint-Zéphirin en fonction des épisodes de pluie, pour chaque campagne d'échantillonnage de 2011 à 2014

5 RÉSULTATS POUR 23 STATIONS DU RÉSEAU-RIVIÈRES

De 2012 à 2014, 23 stations du Réseau-rivières ont été échantillonnées pour les pesticides, à raison de 11 prélèvements par saison. Des pesticides ont été détectés dans toutes ces rivières, mais, d'une manière générale, l'ampleur de la contamination, soit le nombre de pesticides détectés et l'importance des concentrations, est proportionnelle aux superficies des grandes cultures dans le bassin versant (figure 17).

Parmi les 23 rivières étudiées, 9 comptent plus de 20 pesticides détectés. Ce sont les rivières Mascouche, L'Achigan, Rouge, Chaloupe, Delisle, à la Tortue, L'Acadie, Yamaska et à la Barbe (tableau 15). Huit rivières comptent entre 11 et 20 pesticides. Il s'agit des rivières L'Assomption, Bayonne, Châteauguay, Noire, Saint-Germain, Nicolet, Bécancour et Gentilly. Finalement, six rivières comptent dix pesticides ou moins. Ce sont les rivières Chicot, Maskinongé, du Loup, Yamachiche, Champlain et Saint-François. Les tableaux 16 à 18 présentent les pesticides détectés dans ces rivières et la fréquence de leur détection. La proportion des principales cultures utilisant des pesticides est présentée à l'annexe 5.

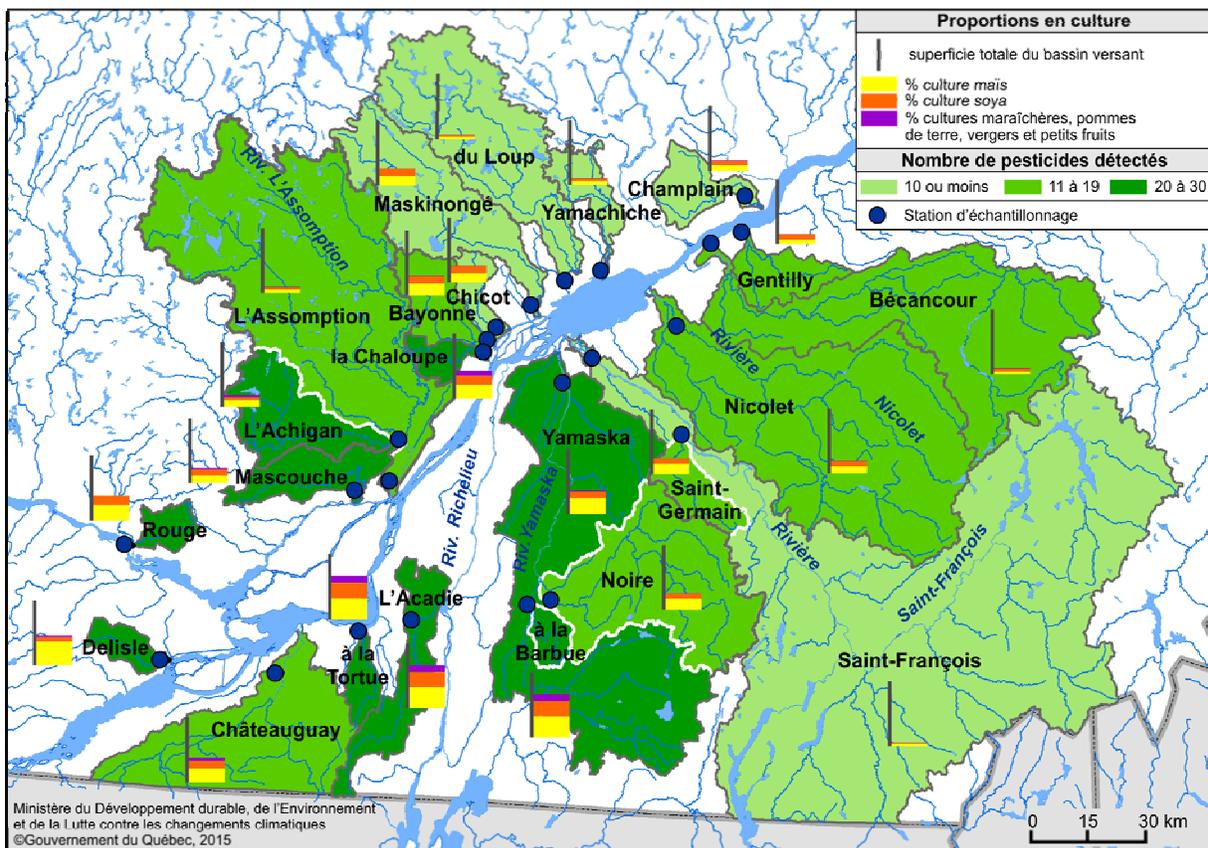


Figure 17 Proportion des principales cultures utilisatrices de pesticides et nombre de pesticides détectés à la station d'échantillonnage

Les neuf cours d'eau avec la plus forte présence de pesticides sont ceux dont les cultures de maïs et de soya occupent de 34 % à 56 % de la superficie du bassin versant. Comme les principales cultures utilisatrices de pesticides dans ces bassins versants sont le maïs et le soya, les principaux produits détectés sont ceux associés à ces deux cultures. Les produits le plus souvent détectés (dans plus de 50 % des échantillons) sont les mêmes que ceux des quatre stations du réseau de base, soit les herbicides *s*-métolachlore, atrazine, glyphosate, dicamba, bentazone, imazéthapyr et mésotrione, ainsi que les insecticides thiaméthoxame et clothianidine (tableau 15). De plus, les insecticides imidaclopride et

chlorantraniliprole sont aussi détectés dans une forte proportion des échantillons dans plusieurs rivières où ces produits ont été analysés, comme dans les rivières Mascouche, L'Acadie et à la Barbué. Les fongicides azoxystrobine et fénamidone sont également détectés, mais dans une proportion d'un peu moins de 50 % en moyenne. Les fongicides boscalide, propiconazole et myclobutanil sont détectés dans une proportion non négligeable dans la rivière Mascouche. Par ailleurs, dans quelques cours d'eau comme les rivières L'Acadie, à la Tortue, Yamaska et à la Barbué, les herbicides diméthénamide et métribuzine sont souvent détectés.

Tableau 15 Rivières qui comptent plus de 20 pesticides et fréquence de détection (%)

	Mascouche 2013	L'Achigan 2012	Rouge 2012	Chaloupe 2012	Delisle 2012	À la Tortue 2012	L'Acadie 2013	Yamaska 2014	À la Barbué 2013
HERBICIDES									
S-Métolachlore	100	100	72,7	90,9	100	100	100	100	100
Atrazine	80	63,6	100	72,7	90,9	81,8	100	100	100
Déethyl-atrazine	10	9,1	72,7	27,3	63,6	90,9	91	90,9	81,8
Déisopropyl-atrazine	-	-	18,2	-	9,1	-	18,2	18,2	-
Glyphosate	81,8	18,2	72,7	36,4	72,7	100	100	63,6	100
AMPA	27,3	-	-	-	9,1	81,8	81,8	45,4	91
Dicamba	91	27,3	90,9	90,9	54,5	100	81,8	27,3	18,2
Bentazone	54,5	63,6	100	100	81,8	81,8	18,2	45,4	72,7
Imazéthapyr	54,5	18,2	80	100	72,7	90,9	100	100	72,7
Mésotrione	36,4	18,2	30	18,2	63,6	54,5	72,7	80	90,9
Mécoprop	9,1	36	18,2	45,4	9,1	90,9	18,2	-	-
2,4-D	27,3	18,2	18,2	18,2	9,1	72,7	36,4	9,1	9,1
Nicosulfuron	18,2	18,2	60	18,2	18,2	-	18,2	30	-
Diméthénamide	10	9,1	81,8	-	45,4	72,7	100	45,4	63,6
Métribuzine	10	-	-	9,1	18,2	54,5	91	54,5	45,4
MCPA	9,1	9,1	9,1	45,4	45,4	18,2	9,1	18,2	9,1
Rimsulfuron	9,1	27,3	20	18,2	9,1	27,3	36,4	20	-
Flumetsulame	-	-	-	18,2	18,2	18,2	54,5	20	18,2
Linuron	-	27,3	-	9,1	-	36,4	9,1	-	9,1
Bromoxynil	-	-	9,1	9,1	-	9,1	-	18,2	-
Sulfosulfuron	-	9,1	-	-	-	-	-	-	-
Diuron	-	-	-	-	-	9,1	-	-	-
Clopyralide	-	-	18,2	-	-	-	-	-	-
2,4-DB	9,1	-	-	-	-	-	9,1	-	9,1
Imazapyr	-	-	-	-	9,1	-	-	-	-
Simazine	-	-	27,3	-	-	18,2	-	-	-
Tébutiuron	-	-	9,1	-	-	-	-	-	-
Dichlobénil	-	-	9,1	-	-	-	-	-	-
2,6-Dichlorobenzamide	-	-	18,2	-	-	-	-	-	-
INSECTICIDES									
Thiaméthoxame	100	90	NA	80	NA	NA	100	100	90
Clothianidine	100	100	100	100	63,6	100	100	100	100
Imidaclopride	100	80	NA	70	NA	NA	80	NA	60
Imidaclopride-urée	10	-	NA	-	NA	NA	-	NA	-
Imidaclopride-guanidine	10	-	NA	-	NA	NA	-	NA	-
Chlorantraniliprole	100	NA	NA	NA	NA	NA	82	50	100
Acétamipride	30	-	NA	-	NA	NA	-	NA	-
Diazinon	10	-	-	-	-	9,1	-	-	9,1
Malathion	10	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbaryl	-	-	-	9,1	-	18,2	-	-	-
Diméthoate	-	-	-	-	-	9,1	-	-	-
FONGICIDES									
Boscalide	36,4	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Fénamidone	-	50	NA	50	NA	NA	-	NA	45,4
Azoxystrobine	30	20	NA	30	NA	NA	90	NA	2,7
Propiconazole	16,2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Myclobutanil	20	-	-	-	-	-	-	-	-
Nombre de pesticides détectés	30	21	22	23	20	24	25	21	23
% de la la superficie du bassin en maïs et soya	21	14	38	35	43	56	50	34	56

Dans les huit cours d'eau dont le bassin versant présente une proportion totale de maïs et de soya de l'ordre de 15 % à 30 % de la superficie (tableau 16), on retrouve également les mêmes herbicides et insecticides que mentionnés précédemment, mais à une fréquence moins importante. Les fongicides y semblent moins présents; l'azoxystrobine et le fénamidone n'ont été détectés que dans les rivières Châteauguay et L'Assomption. Dans les rivières Gentilly et Bécancour, des pesticides probablement associés aux cultures de canneberges sont détectés. Ce sont notamment le diazinon ainsi que l'herbicide dichlobénil (CASORON) et son produit de dégradation, le 2,6-dichlorobenzamide (aussi appelé BAM). Dans la rivière Gentilly, la détection de l'insecticide chlorantraniliprole (ALTACOR) pourrait être associée à la culture des canneberges, mais aussi à plusieurs autres cultures.

Tableau 16 Rivières qui comptent de 11 à 20 pesticides et fréquence de détection (%)

	L'Assomption 2012	Bayonne 2012	Châteauguay 2012	Noire 2013	Saint-Germain 2013	Nicolet 2014	Bécancour 2014	Gentilly 2014
HERBICIDES								
<i>γ</i> -Métolachlore	90	72,7	100	100	100	81,8	72,7	100
Atrazine	30	63,6	100	100	90,9	90,9	81,8	100
Déethyl-atrazine	-	9,1	30	81,8	36,4	36,4	18,2	27,3
Déisopropyl-atrazine	-	-	-	-	-	9,1	9,1	-
Glyphosate	-	18,2	54,5	100	81,8	18,2	27,3	9,1
AMPA	-	-	-	63,6	27,3	9,1	-	-
Bentazone	18,2	100	63,6	54,5	-	9,1	8,2	9,1
Imazéthapyr	18,2	54,5	72,7	81,8	27,3	9,1	18,2	27,3
Mésotrione	9,1	27,3	27,3	90,9	27,3	18,2	18,2	27,3
Dicamba	36,4	18,2	36,4	-	18,2	9,1	-	9,1
MCPA	-	18,2	-	-	9,1	9,1	27,3	9,1
Rimsulfuron	9,1	18,2	18,2	9,1	-	9,1	-	-
Métribuzine	-	-	10	-	-	9,1	18,2	9,1
Diméthénamide	-	-	70	-	-	9,1	18,2	-
Flumetsulame	-	-	9,1	-	-	-	18,2	9,1
Mécoprop	9,1	-	-	-	-	-	-	-
2,4-D	9,1	-	-	-	9,1	-	-	9,1
Nicosulfuron	-	9,1	-	-	-	9,1	-	-
Linuron	-	9,1	10	-	-	-	-	-
Bromoxynil	-	-	9,1	9,1	-	-	-	-
Diuron	-	9,1	-	-	-	-	-	-
2,4-DB	-	-	-	9,1	-	-	-	-
Imazapyr	-	-	-	-	9,1	-	-	-
Simazine	-	-	-	9,1	-	-	-	-
Glufosinate	-	-	-	-	9,1	-	-	-
Dichlobénil	-	-	-	-	-	-	-	36,4
2,6-Dichlorobenzamide	-	-	-	-	-	-	63,6	72,7
INSECTICIDES								
Thiaméthoxame	72,7	NA	100	NA	NA	45,4	54,5	54,5
Clothianidine	81,8	90,9	100	100	81,2	72,7	18,2	36,4
Imidaclopride	36,4	NA	72,7	NA	NA	-	-	-
Imidaclopride-urée	9,1	NA	-	NA	NA	-	-	-
Chlorantraniliprole	-	NA	-	9,1	-	-	9,1	81,8
Diazinon	-	-	-	-	-	-	9,1	9,1
Perméthrine	-	9,1	-	-	-	-	-	-
FONGICIDES								
Fénamidone	18,2	-	27,3	NA	-	-	-	-
Azoxystrobine	27,3	-	36,4	NA	-	-	-	-
Nombre de pesticides détectés	15	15	19	14	13	17	17	18
% de la superficie du bassin en maïs et soya	8	30	32	25	23	18	8	14

Dans les six cours d'eau qui présentent de plus faibles proportions en culture de maïs et de soya, les principaux herbicides détectés sont le *γ*-métolachlore, l'atrazine et le glyphosate (tableau 17). Les herbicides bentazone, imazéthapyr et mésotrione ne sont détectés que dans quelques cours d'eau (Chicot, Maskinongé et Saint-François). Malgré les faibles superficies en culture de maïs et de soya, l'insecticide clothianidine est détecté dans chacune des six rivières, et dans une proportion de 100 % des échantillons pour les rivières du Loup, Yamachiche et Champlain. Le thiaméthoxame a été détecté dans environ 50 % des échantillons dans les deux rivières où il a été analysé (rivière du Loup et Saint-François). Les fongicides ont été analysés seulement pour la rivière du Loup, où le fénamidone a été détecté dans 10 % des échantillons.

Tableau 17 Rivières qui comptent 10 pesticides ou moins et fréquence de détection (%)

	Chicot 2012	Maskinongé 2013	Du Loup 2013	Yamachiche 2013	Champlain 2013	Saint-François 2014
HERBICIDES						
S-Métolachlore	45,4	27,3	54,5	63,6	81,2	90,9
Atrazine	36,4	27,3	36,4	27,3	9,1	90,9
Déethyl-atrazine	-	9,1	-	-	-	18,2
Glyphosate	-	9,1	54,5	27,3	36,4	27,3
AMPA	-	-	-	-	18,2	-
Bentazone	60	9,1	-	-	-	-
Imazéthapyr	18,2	9,1	-	-	-	-
Mésotrione	9,1	9,1	-	-	-	9,1
Nicosulfuron	9,1	-	9,1	-	-	-
MCPA	10	9,1	-	-	9,1	-
Bromoxynil	-	-	-	-	-	9,1
Sulfosulfuron	9,1	-	9,1	-	-	-
Glufosinate	-	-	9,1	-	-	-
Imazapyr	-	-	9,1	-	-	-
Simazine	-	-	-	-	9,1	-
Trifluraline	-	-	-	-	9,1	-
Napropamide	-	-	-	-	9,1	-
INSECTICIDES						
Thiaméthoxame	NA	NA	50	NA	NA	54,5
Clothianidine	72,7	27,3	100	100	100	18,2
λ-Cyhalothrine	-	-	-	-	9,1	-
FONGICIDES						
Fénamidone	NA	NA	10	NA	NA	NA
Nombre de pesticides détectés	9	9	10	4	10	8
% de la superficie du bassin en maïs et soya	26	5	6	10	15	5

Dépassements des critères de qualité de l'eau

Des dépassements de critères de qualité de l'eau ont été observés à un moment ou à un autre dans les 23 cours d'eau du Réseau-rivières échantillonnés pour les pesticides. Globalement, la proportion des dépassements va de 9,1 % des échantillons pour les rivières les moins affectées du groupe (Chicot, Maskinongé et Yamachiche) à 100 % des échantillons dans le cas des rivières Mascouche, L'Achigan, Chaloupe, à la Tortue, L'Acadie et Châteauguay (figure 18).

Au total, neuf pesticides ont dépassé leur critère de qualité de l'eau pour la protection des espèces aquatiques. Comme pour les stations du réseau de base, les insecticides néonicotinoïdes sont responsables de la grande majorité de ces dépassements. Mais des dépassements sont aussi observés ponctuellement pour les herbicides atrazine, métribuzine et dicamba et pour les insecticides diazinon, carbaryl et perméthrine (tableau 18). D'ailleurs, dans le passé, dans les secteurs agricoles de cultures de maïs et de soya, les critères de qualité de l'eau pour les insecticides étaient habituellement dépassés dans moins de 10 % des échantillons. À partir de 2012, avec la détection fréquente des insecticides néonicotinoïdes, pour lesquels le critère de qualité de l'eau est très bas, le nombre de dépassements a bondi considérablement. Cette situation peut avoir des effets néfastes sur les communautés aquatiques des cours d'eau étudiés.

Parce qu'elle considère chaque pesticide individuellement, la comparaison avec chacun des critères de qualité de l'eau n'est pas suffisante pour rendre compte à elle seule des impacts possibles dans les milieux aquatiques. La présence de plusieurs pesticides et les interactions avec d'autres facteurs chimiques ou physiques du milieu, comme la turbidité, des quantités excessives de nutriments, l'absence de bandes riveraines, etc., peuvent aussi avoir une influence sur l'état de santé global des communautés aquatiques.

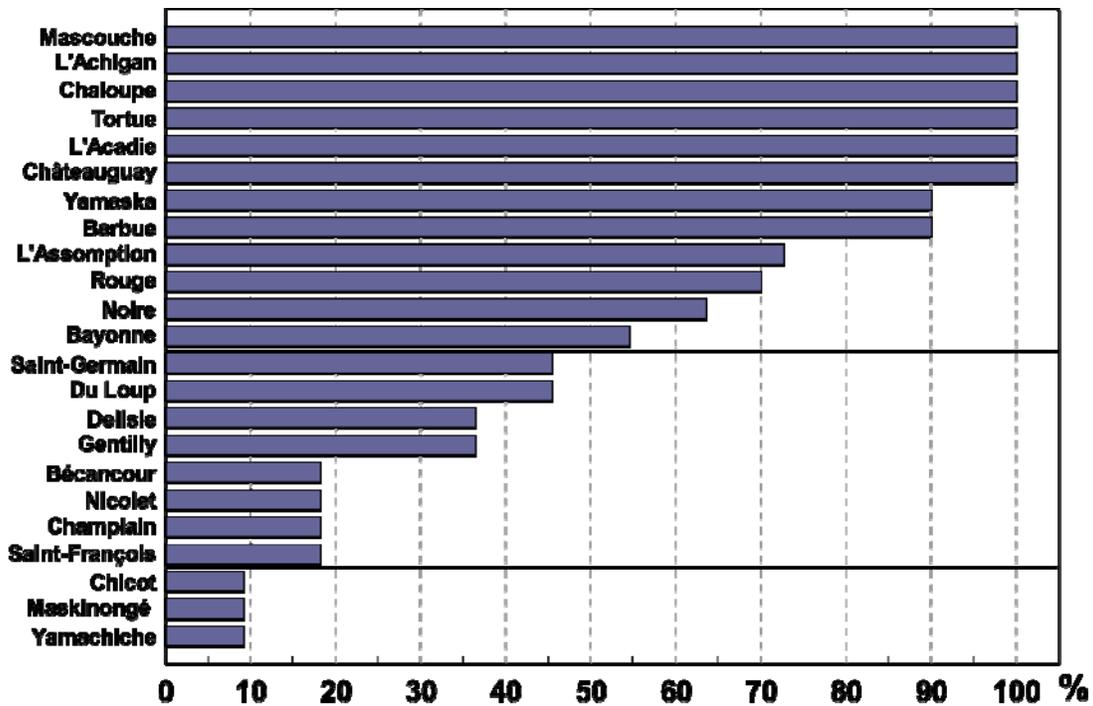


Figure 18 Fréquence globale de dépassement des critères de qualité de l'eau (CVAC)

Tableau 18 Fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau (CVAC) par pesticide pour chacune des rivières

Rivières	Global	Herbicides		Insecticides				
		Atrazine	Autres	Clothianidine	Thiaméthoxame	Imidaclopride	Diazinon	Autres
Mascouche	100	-	-	60	60	80	10	-
L'Achigan	100	-	-	40	50	10	-	-
Chaloupe	100	-	-	60	50	40	-	-
À la Tortue	100	9,1	Dicamba: 9,1	100	NA	NA	9,1	Carbaryl: 9,1
L'Acadie	100	9,1	-	100	100	40	-	-
Châteauguay	100	-	-	81,8	54,5	27,3	-	-
Yamaska	90	9,1	-	80	80	NA	-	-
À la Barbue	90	-	-	80	70	-	9,1	-
L'Assomption	72,7	-	-	18,2	36,4	9,1	-	-
Rouge	70	-	-	70	NA	NA	-	-
Noire	63,6	-	-	63,6	NA	NA	-	-
Bayonne	54,5	-	-	45,4	NA	NA	-	Permethrine: 9,1
Saint-Germain	45,5	-	-	45,5	NA	NA	-	-
Du Loup	45,5	-	-	36,4	-	-	-	-
Delisle	36,4	9,1	Métribuzine: 9,1	36,4	NA	NA	-	-
Gentilly	36,4	-	-	9,1	18,2	-	9,1	-
Bécancour	18,2	-	-	18,2	18,2	-	9,1	-
Nicolet	18,2	9,1	-	18,2	18,2	NA	-	-
Champlain	18,2	-	-	18,2	NA	NA	-	-
Saint-François	18,2	-	-	18,2	18,2	NA	-	-
Chicot	9,1	-	-	9,1	NA	NA	-	-
Maskinongé	9,1	-	-	9,1	NA	NA	-	-
Yamachiche	9,1	-	-	9,1	NA	NA	-	-

6 ÉTAT DES COMMUNAUTÉS DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Afin de rendre compte de l'état de santé des communautés aquatiques, les communautés de poissons, de macroinvertébrés benthiques ou de diatomées sont les indicateurs biologiques le plus souvent examinés. Au cours des dernières années, un suivi des macroinvertébrés benthiques a été réalisé dans plus d'une centaine de cours d'eau subissant des niveaux variés de pression agricole (MDDEP, 2012; MDDEFP, 2012a; MDDEFP, 2012b; [Atlas interactif](#)).

Les macroinvertébrés benthiques, ou benthos, sont des organismes sans colonne vertébrale, visibles à l'œil nu, tels que les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs. Comme ils sont une source de nourriture pour plusieurs espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux, ils constituent un important maillon de la chaîne alimentaire des milieux aquatiques. Ils sont donc reconnus pour être de bons indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques. Ils intègrent les effets cumulatifs et synergiques des perturbations physiques, biologiques et chimiques des cours d'eau, ce qui permet d'évaluer les répercussions réelles de la pollution et de l'altération des habitats aquatiques et riverains sur les écosystèmes.

L'état de santé des communautés benthiques est évalué à partir d'un indice basé sur la composition de cette communauté, elle-même déterminée par identification et dénombrement des différents taxons recueillis dans le cours d'eau (annexe 2). Deux indices sont utilisés selon la nature du substrat du cours d'eau : l'indice de santé du benthos pour le substrat grossier, ou ISB_g , et l'indice adapté au substrat meuble, ou ISB_m . Ces indices sont tous deux composés de six variables caractérisant la richesse taxonomique, la composition taxonomique et la tolérance à la pollution. La valeur des deux indices varie sur une échelle de 0 à 100, la valeur de 100 étant le meilleur état de santé. Les classes de ces deux indices apparaissent à la figure 19. L' ISB_m compte quatre classes et l' ISB_g en compte cinq (MDDEP, 2012). Le seuil de bonne santé de l' ISB_m est de 81,6 et celui de l' ISB_g est fixé à 72,7.

Les quatre stations du réseau de base investiguées à la fois pour les pesticides et pour le benthos sont toutes sous le seuil de bonne santé établi pour les rivières à substrat meuble ou à substrat grossier (figure 19). Comme elles sont situées dans des zones de forte pression agricole, elles se classent dans les catégories d'état de santé « précaire » ou « mauvais ». Globalement, ce constat est cohérent avec les observations antérieures sur les communautés de macroinvertébrés benthiques qui indiquent que lorsque les superficies en culture occupent plus de 40 % du bassin versant, l'indice se situe généralement sous le seuil de bonne santé (MDDEFP, 2012).

En plus de la présence de pesticides, on sait que plusieurs autres perturbations du milieu peuvent affecter les communautés de macroinvertébrés benthiques. Lorsque l'agriculture occupe une forte proportion du territoire, plusieurs composantes de l'écosystème aquatiques sont modifiées en même temps et sont susceptibles d'avoir des effets sur les communautés aquatiques. Dans l'étude du MDDEFP (2012), les milieux aquatiques montrant des communautés benthiques avec un indice faible affichaient aussi une mauvaise qualité de l'eau, tels un enrichissement en éléments nutritifs (azote et phosphore), une augmentation de la conductivité et de la turbidité ainsi qu'une détérioration de l'habitat aquatique et riverain (bande riveraine).

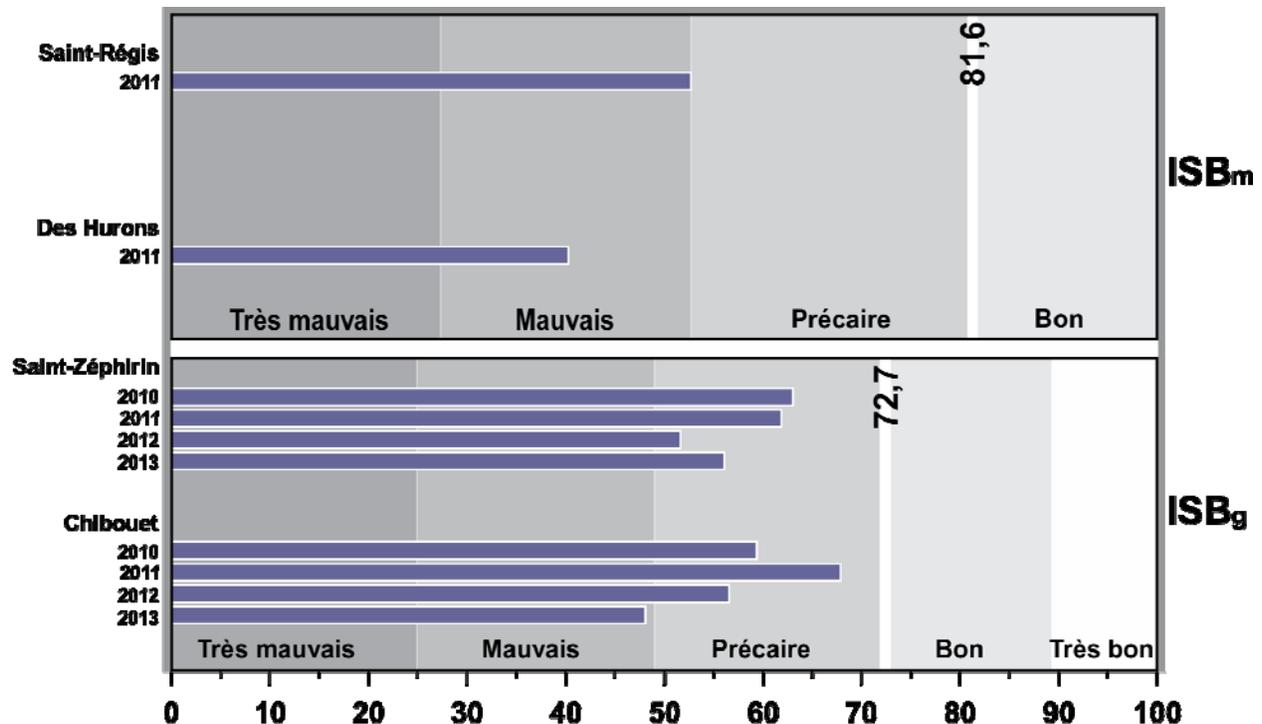


Figure 19 État de santé des macroinvertébrés benthiques basé sur la valeur des indices ISB_m et ISB_g pour les quatre rivières du réseau de base

Rivière Chibouet

Dans la rivière Chibouet, les valeurs de l'ISB_g mesurées en 2010, 2011, 2012 et 2013 étaient respectivement de 59,4, 67,9, 56,6 et 48,1. L'état de santé des communautés benthiques de cette rivière se situe dans les catégories « mauvais » ou « précaire » selon l'année. À la station (100 m), la bande riveraine est de bonne qualité et l'habitat aquatique et riverain est sous-optimal. Même si ces derniers semblent favorables localement à la vie aquatique, le territoire fortement agricole et l'ensemble des pressions qui en découlent perturbent les communautés de macroinvertébrés benthiques. La proportion en culture est très élevée, soit 76 % de la superficie totale du bassin. Le maïs et le soya couvrent 83,4 % de la superficie cultivée.

En 2013, la richesse taxonomique générale est de 24 taxons et celle des éphéméroptères (E), des plécoptères (P) et des trichoptères (T), groupe généralement reconnu plus sensible à la pollution, est de 10 taxons. Les plécoptères (P) étaient absents pour trois des quatre années de suivi (2010, 2011 et 2012). En comparaison, les cours d'eau de référence à substrat grossier comptent au total 35 taxons et 22 taxons EPT. En ce qui concerne l'aspect de l'abondance relative, les diptères *Chironomidae* (p. ex., les moucheron non piqueurs) et les trichoptères *Hydropsychidae* (p. ex., les phryganes) composent près de 71 % de la communauté; ces deux familles sont reconnues pour être tolérantes à la pollution. L'abondance relative EPT excluant les *Hydropsychidae* est de seulement 11 %, alors que la valeur de référence dans les cours d'eau peu perturbés est de 72,5 %. La station pour le suivi du benthos se trouve à environ 2,3 km en aval de celle du suivi des pesticides.



Station de la rivière Chibouet en 2011 (à gauche) et en 2012 (à droite). (Photos : Julie Moisan, MDDELCC)

Rivière Saint-Zéphirin

Les valeurs de l'ISB_g mesurées en 2010, 2011, 2012 et 2013 dans la rivière Saint-Zéphirin étaient respectivement de 63,1, 61,9, 51,7 et 56,1. La rivière Saint-Zéphirin supporte une communauté benthique dont l'état de santé est précaire. L'habitat aquatique et riverain est sous-optimal et la bande riveraine est de qualité moyenne à la station. De plus, la proportion en culture est élevée dans le bassin, soit 66 % de la superficie du bassin versant. Parmi les cultures présentes, le maïs et le soya composent 67,6 % de la superficie cultivée.



En 2013, la richesse taxonomique totale est de 21 taxons et celle des taxons EPT, de 9 taxons. Les plécoptères sont absents les quatre années du suivi. En ce qui concerne l'aspect de l'abondance relative, les trichoptères *Hydropsychidae* et les diptères *Chironomidae* (moucheron non piqueurs) composent 59 % de la communauté; ces deux familles sont reconnues pour être tolérantes à la pollution. L'abondance relative des EPT excluant les *Hydropsychidae* est de 18 %.

Ce suivi interannuel des rivières Chibouet et Saint-Zéphirin, toutes deux situées en milieu fortement agricole, met clairement en évidence les effets négatifs constants et soutenus que subissent les communautés benthiques.

Aucune amélioration de l'intégrité biotique n'est constatée.
(Photos : Julie Moisan, MDDELCC)

Rivière des Hurons



La rivière des Hurons a été échantillonnée pour le benthos en 2011 et l'ISB_m y a été appliqué. La valeur de l'indice est de 40,3, ce qui signifie que la communauté benthique est en mauvais état de santé. L'habitat aquatique et riverain est marginal et la bande riveraine est de très faible qualité à l'emplacement de la station, situation fréquemment observée en territoire agricole. La proportion en culture est élevée, soit 71 % de la superficie du bassin versant. Parmi les cultures présentes, le maïs et le soya composent 74,2 % de la superficie cultivée. Le nombre total de taxons n'est que de 15, alors que les cours d'eau de référence à substrat meuble comptent au total 36 taxons. Aucun taxon

de plécoptère et trichoptère n'était présent. Le nombre de taxons appartenant aux groupes plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères (POET) n'est que de 3, alors la valeur de référence est de 16 taxons de POET. L'abondance relative des taxons EPT n'est que de 2 %, alors que la valeur de référence est de 58,7 %. La communauté benthique y est grandement perturbée.

Rivière Saint-Régis

Dans la rivière Saint-Régis, l'ISB_m montre une valeur de 52,7 en 2011, ce qui représente aussi un mauvais état de santé. L'habitat aquatique et riverain est sous-optimal et la bande riveraine est de qualité moyenne à la station. La proportion en culture dans le bassin versant est un peu moins élevée que celles observées dans les autres rivières, soit 64 % de la superficie du bassin. Parmi les cultures présentes, le maïs et le soya composent 63,6 % de la superficie cultivée. De plus, la portion aval du bassin se trouve en milieu urbain.

Le nombre total de taxons est de 20, avec seulement 3 taxons appartenant aux groupes plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères (POET), considérés comme étant sensibles à la pollution. Aucun taxon de plécoptère et trichoptère n'était présent. Bien que l'abondance relative des taxons EPT semble élevée (21,5 %) par rapport à la rivière des Hurons, une seule famille d'éphéméroptères, les *Caenidae*, la compose. Cette famille est considérée comme étant très tolérante à la pollution.



Rivière Saint-Régis en 2011 (Photo : Julie Moisan, MDDELCC)

7 DOCUMENTATION SCIENTIFIQUE SUR LES EFFETS DES PESTICIDES SUR LE MILIEU AQUATIQUE

Outre les effets sur les communautés de macroinvertébrés benthiques mis en évidence dans le chapitre précédent, la documentation scientifique récente fournit aussi de l'information sur les effets potentiels des pesticides sur diverses espèces aquatiques.

Insecticides de la famille des néonicotinoïdes

Dérivés de la nicotine, les néonicotinoïdes constituent une famille d'insecticides relativement nouvelle agissant sur le système nerveux central des insectes. Sept pesticides en font partie, dont cinq sont homologués au Canada. Les plus communément utilisés sont l'imidaclopride, le thiaméthoxame et la clothianidine. Ils sont utilisés dans une grande variété de cultures et peuvent être appliqués de diverses façons, par exemple en application foliaire dans les vergers, en traitement du plancton ou dans le sillon dans les champs de pommes de terre, en enrobage de semences, entre autres, pour le maïs et le soya. C'est ce dernier usage qui explique en bonne partie les détections observées dans les rivières mentionnées dans le présent rapport.

Ces insecticides systémiques sont absorbés par la plante traitée et se retrouvent dans toutes ses parties, y compris dans le pollen et les fruits. Ils perturbent le système nerveux des insectes du sol ou de ceux qui s'attaquent au feuillage. Comme ils sont hautement toxiques pour les pollinisateurs, notamment les abeilles, certains de ces produits ou de leurs usages, notamment les traitements de semences, ont fait l'objet d'un moratoire dans certains pays européens, dont la France, l'Allemagne et l'Italie (PAN AP, 2011). Au cours des dernières années, leurs effets néfastes sur les abeilles ont été documentés ailleurs dans le monde de même qu'ici au Québec (Boily *et al.*, 2013) et leur présence a été démontrée dans les flaques d'eau des champs de maïs où peuvent s'abreuver les abeilles (Samson-Robert *et al.*, 2014).

La demi-vie des néonicotinoïdes dans le sol est relativement longue et leur usage répété, année après année, pourrait conduire à une accumulation dans le sol (Goulson, 2013). Leur forte solubilité favorise en outre leur transport vers les eaux de surface et l'eau souterraine. Des suivis antérieurs ont d'ailleurs démontré la présence d'imidaclopride dans l'eau souterraine des secteurs en culture de pommes de terre (Giroux et Sarrasin, 2011). Du plus, comme les récepteurs nerveux touchés chez les insectes ciblés sont aussi présents chez les insectes aquatiques (Alexander *et al.*, 2007), la présence de ces produits dans l'eau des rivières peut également avoir des effets néfastes sur les insectes aquatiques. Après les pollinisateurs, les invertébrés aquatiques seraient les plus perturbés par ces pesticides (Van der Sluijs *et al.*, 2014). Plusieurs chercheurs ont démontré les effets de l'imidaclopride sur les macroinvertébrés benthiques. Le tableau 19 en présente une synthèse.

Parmi ces effets, on note la diminution de l'abondance des taxons les plus sensibles, en particulier les éphéméroptères, une dérive ou un décrochage (en anglais « drift ») des individus dans le cours d'eau, une réduction des taux de survie, ainsi qu'une réduction de l'alimentation et de l'excrétion chez certaines espèces de macroinvertébrés plus sensibles. Vu leur usage relativement récent, peu ou pas d'étude ont porté sur la clothianidine et le thiaméthoxame. Mais puisque leur mode d'action est similaire à l'imidaclopride, leurs effets sur les espèces aquatiques seraient semblables.

Par ailleurs, des chercheurs ont montré des effets de synergie de l'imidaclopride avec d'autres insecticides. De tels effets avec des insecticides de la famille des pyréthrinoïdes ont été rapportés chez des abeilles (Gill *et al.*, 2012) et avec le chlorpyrifos chez *Chironomus dilutus*, une espèce d'insecte d'eau douce (Leblanc *et al.*, 2012). Les concentrations conjuguées d'imidaclopride et de chlorpyrifos se sont révélées synergiques, car la LC₅₀ évaluée était plus basse pour le mélange des deux produits que pour chacun des produits pris individuellement. Comme notre étude a également mis en évidence la présence simultanée des néonicotinoïdes et d'autres pesticides (chlorpyrifos dans les rivières Chibouet et Saint-Régis), cela suggère que les effets appréhendés sur les milieux aquatiques pourraient être supérieurs à ce que montrent les données prises individuellement.

Tableau 19 Synthèse des effets de l'imidaclopride sur les macroinvertébrés benthiques tel que rapportés dans la documentation scientifique

Source	Pays	Type d'étude	Indicateur étudié	Résultat
Van Dijk <i>et al.</i> , 2013	Pays-Bas	Analyse statistique de données pairées sur les populations de macroinvertébrés benthiques et sur la présence de pesticides	Abondance des taxons	Diminution de l'abondance à des concentrations d'imidaclopride entre 0,013 µg/l et 0,067 µg/l
Roessink <i>et al.</i> , 2013	Pays-Bas	Étude d'exposition en laboratoire des macroinvertébrés benthiques	Effets aigus et chroniques (CE ₅₀ -96h, CL ₅₀ -96h, CE ₅₀ -28 jours, CL ₅₀ -28 jours)	Une exposition de 28 jours à 0,123 µg/l d'imidaclopride a provoqué l'immobilisation de 50 % des individus d'éphémères et une concentration de 0,195 µg/l a entraîné la mort de 50 % des individus de ces mêmes espèces
Berghahn <i>et al.</i> , 2012	Allemagne	Huit mésocosmes intérieurs pour étudier l'effet sur les macroinvertébrés benthiques	Mobilité	Dérive massive ou décrochage (en anglais <i>drift</i>) à la suite de l'exposition à des pointes répétées de concentrations de 12 µg/l
Mohr <i>et al.</i> , 2012	Allemagne	Huit mésocosmes intérieurs pour étudier l'effet sur les macroinvertébrés benthiques	Abondance et émergence des macroinvertébrés benthiques	Diminution de l'abondance et de l'émergence des éphéméroptères et des trichoptères par suite de l'exposition à des pointes répétées de l'imidaclopride
Böttger <i>et al.</i> , 2013	Allemagne	Mésocosme en rivière pour étudier l'exposition d'une espèce de macroinvertébré (amphipode)	Capacité à décomposer la matière organique de la litière	Peu d'impact de pics répétés de 12 µg/l d'imidaclopride sur la décomposition de la litière, mais impact sur le nombre de femelles en gestation
Beketov et Liess, 2008	Allemagne	Étude des macroinvertébrés benthiques en rivière	Mobilité	Dérive massive consécutive à l'exposition à divers pesticides incluant l'imidaclopride
Alexander <i>et al.</i> , 2007	Canada	Étude d'exposition en laboratoire des macroinvertébrés benthiques	Taux de mortalité, mobilité, alimentation et excrétion	Des concentrations entre 0,5 µg/l et 10 µg/l réduisent la survie, l'alimentation et l'excrétion chez les éphémères et les oligochètes

Rappelons que les insecticides néonicotinoïdes clothianidine et thiaméthoxame ont un mode d'action similaire et une toxicité équivalente à l'imidaclopride. Les concentrations de ces deux produits mesurées dans nos rivières varient entre 0,002 µg/l et 0,42 µg/l pour la clothianidine et entre 0,002 µg/l et 0,59 µg/l pour le thiaméthoxame. Il s'agit donc de valeurs dans les mêmes gammes que celles des études précédemment citées pour lesquelles des effets ont été observés.

Herbicides

Les rapports précédents ont décrit plusieurs effets des herbicides sur les algues, les plantes aquatiques, les amphibiens et les poissons (Giroux et Pelletier, 2012; Giroux, 2010). Tirés de ces deux rapports, rappelons, entre autres, que des chercheurs ont constaté que des concentrations élevées d'herbicides (notamment atrazine et glyphosate) peuvent entraîner des changements dans les communautés d'algues et de plantes aquatiques, favorisant parfois les cyanobactéries au détriment des algues vertes (Forlani *et al.*, 2008; Chalifour et Juneau, 2011). Certains chercheurs ont montré des effets chez les amphibiens. Des concentrations de l'ordre de 3 µg/l d'atrazine diminuent la tolérance au parasitisme, affectent le taux de survie, diminuent le poids corporel et retardent le développement des têtards (Brousseau *et al.*, 2008; Koprivnikar, 2010). La diminution du taux de survie est également constatée chez une espèce de tortue (Newman-Lee et Janzen, 2011). Chez les amphibiens, des effets perturbateurs endocriniens sont également observés à des concentrations similaires à celles mesurées dans nos rivières. Ce sont, par exemple, la résorption testiculaire ou la présence d'oocytes (cellules femelles) dans le tissu testiculaire de spécimens mâles et la diminution de cellules germinales chez les femelles (Tavera-Mendoza *et al.*, 2002a et 2002b; Dimacacos, 2005; Hayes, 2005; McDaniel *et al.*, 2008; Boily, 2009). Chez les poissons, une

étude a montré la diminution de la production d'œufs lors de la fraie du tête-de-boule exposé à des concentrations d'atrazine se situant entre 0,5 µg/l et 5 µg/l (Tillit, 2010). D'autres chercheurs ont montré que des concentrations d'atrazine de 0,5 µg/l à 5 µg/l, ou des teneurs totales similaires pour un ensemble de pesticides, peuvent affecter les récepteurs olfactifs permettant aux individus de s'orienter vers les sites de fraie (Moore et Waring, 2004; Moore *et al.*, 2007; Tierney *et al.*, 2008)³.

La documentation scientifique récente présente aussi des effets de l'atrazine et du glyphosate, des herbicides souvent détectés dans les cours d'eau et abondamment étudiés. À titre comparatif, mentionnons que les teneurs détectées dans nos rivières varient entre 0,02 µg/l et 13 µg/l pour l'atrazine et entre 0,04 µg/l et 18 µg/l pour le glyphosate.

Au Brésil, Santos et Martinez (2012) ont examiné les effets de l'exposition pendant 24 heures et 48 heures à des concentrations de 2 µg/l et de 10 µg/l d'**atrazine** sur *Prochilodus lineatus*, un poisson d'Amérique du Sud. Leurs résultats ont montré qu'à ces concentrations, plusieurs enzymes du foie qui régissent les fonctions antioxydantes et de biotransformation sont inhibées, causant une diminution de la capacité métabolique du foie. Ils ont aussi constaté que ces concentrations pouvaient causer des dommages à l'ADN sur divers types de cellules prélevées chez les spécimens étudiés (érythrocytes, branchies, foie).

D'autres chercheurs brésiliens (Mela *et al.*, 2013) confirment également l'existence de dommages au foie chez une autre espèce de poisson (*Rhamdia quelen*) causés par l'exposition pendant 96 heures à des teneurs similaires d'**atrazine**. De même, ils ont montré que l'exposition à une concentration aussi basse que 2 µg/l pouvait également causer des dommages aux reins chez ce poisson.

Nogarol *et al.* (2012) ont testé l'effet de diverses concentrations d'atrazine, pour une exposition de sept jours chez des mollusques bivalves d'eau douce (*Diplodon expansus*). Cinq concentrations se situant entre 2 µg/l et 50 µg/l d'**atrazine** ont été testées. Leur étude a montré que les effets observés augmentent avec la dose d'exposition. Les principaux effets notés étaient l'accumulation de mucus dans les filaments, la diminution des cellules ciliées à la surface des branchies et, par conséquent, une défaillance des fonctions des branchies, une telle situation pouvant compromettre la respiration et l'alimentation chez cette espèce.

Des chercheurs québécois (Paetow *et al.*, 2012), ont étudié les effets sur la grenouille léopard (*Lithobates pipiens*) de concentrations d'**atrazine** (2,1 µg/l) et de **glyphosate** (100 µg/l) sur différents indicateurs biologiques reliés au développement et à la métamorphose. Contrairement à d'autres études sur les amphibiens, cette étude montre que ces herbicides ne compromettent pas la résistance de cette espèce à l'infection par *Batrachochytrium dendrobatidis*, un pathogène soupçonné d'avoir une incidence sur le déclin des populations d'amphibiens à travers le monde. Par contre, l'exposition à ces produits a eu des effets sur la croissance des individus, soit une diminution de la taille des spécimens dans le cas de l'exposition au glyphosate et une réduction du gain de poids dans le cas de l'exposition à l'atrazine, ce qui pourrait ultimement avoir des effets sur la population d'amphibiens en milieu agricole.

³ Les références mentionnées dans ce paragraphe sont listées dans la bibliographie des rapports Giroux et Pelletier (2012) et dans Giroux (2010).

CONCLUSION

En regard des objectifs fixés, l'étude a permis de tracer un portrait de la situation de la contamination par les pesticides dans les secteurs agricoles à dominance de cultures de maïs et de soya. Comme dans les rapports précédents, le présent rapport montre que plusieurs pesticides sont présents en même temps dans l'eau des rivières durant la période de mai à août. Les herbicides associés aux cultures de maïs et de soya sont encore omniprésents dans l'eau des rivières du sud du Québec.

Les résultats obtenus aux quatre stations du réseau de base montrent que plusieurs changements sont survenus au cours de la période de 2011 à 2014 en comparaison avec la période d'étude précédente (2008 à 2010).

Les concentrations de l'herbicide glyphosate ont continué à augmenter dans l'eau des rivières, de même que celles de l'imazéthapyr. L'augmentation des concentrations de glyphosate dans l'eau est préoccupante compte tenu du fait que ce produit vient d'être catégorisé cancérigène probable chez l'humain (catégorie 2A) par le CIRC.

On note maintenant la détection de l'herbicide mésotrione. Par contre, les concentrations médianes de l'atrazine, du dicamba et du bentazone sont à la baisse. Les concentrations médianes de l'herbicide β -métolachlore sont moins élevées que dans les années 1990, mais l'analyse statistique des tendances montre que les réductions des concentrations sont survenues avant 2004 et qu'il n'y a pas eu de changement significatif des concentrations médianes de ce produit depuis dix ans.

Les effets toxiques des insecticides néonicotinoïdes sur les abeilles et sur les organismes aquatiques ont fait l'objet de plusieurs publications scientifiques au cours des dernières années, et plusieurs pays, provinces et territoires ont mis en œuvre des mesures pour limiter leur usage, notamment comme traitement des semences. Le présent rapport montre qu'avec l'utilisation de ces produits, la fréquence des dépassements des critères de qualité de l'eau visant la protection des espèces aquatiques est passée de 14 % environ (de 2008 à 2010) à tout près de 100 % dans les stations du réseau de base. Ces produits ont également été détectés dans les 23 rivières du Réseau-rivières échantillonnées pour les pesticides et des dépassements des critères y ont aussi été constatés.

Le changement le plus notable est sans contredit la détection fréquente des insecticides de la famille des néonicotinoïdes, notamment la clothianidine et le thiaméthoxame. Ajoutée à l'omniprésence des herbicides et des multiples pesticides présents en même temps dans l'eau, la détection des insecticides néonicotinoïdes n'est pas sans conséquence sur les espèces aquatiques. D'ailleurs, les communautés de macroinvertébrés benthiques des quatre cours d'eau du réseau de base sont en mauvaise santé ou, au mieux, leur état est précaire.

Dans la plupart des cours d'eau étudiés, tant ceux du réseau de base que ceux du Réseau-rivières, on a détecté une grande diversité de pesticides. Parmi les 27 rivières échantillonnées, les 6 rivières les moins affectées comptent entre 4 et 10 pesticides, 8 cours d'eau en comptent plus de 14 et les 13 autres (incluant les stations du réseau de base) en comptent entre 20 et 33. Plusieurs pesticides récemment ajoutés à nos analyses sont détectés. En plus de l'herbicide mésotrione, on note le produit de dégradation 2,6-dichlorobenzamide, l'insecticide chlorantraniliprole et plusieurs fongicides pour lesquels on ne dispose pas encore de critères de qualité de l'eau.

Les résultats de ce programme de suivi permettront d'orienter les actions et interventions du Ministère auprès des clientèles agricoles et des partenaires de la *Stratégie phytosanitaire québécoise en agriculture 2011-2021*. Le maintien d'un suivi à long terme aux stations du réseau de base permettra de vérifier si ces interventions se traduisent par une amélioration de la qualité de l'eau.

BIBLIOGRAPHIE

- ALEXANDER, A. C., J.M. CULP, K. LIBER A.J., CESSNA (2007). « Effects of Insecticide Exposure on Feeding Inhibition in Mayflies and Oligochaetes », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 26, n° 8, p. 1726-1732.
- BEKETOV, M. A., M. LIESS (2008). « Potential of 11 Pesticides to Initiate Downstream Drift of Stream Macroinvertebrates », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 55, p. 247-253.
- BERGHAHN, R., S. MOHR, V. HUBNER, R. SCHMIEDICHE, I. SCHMIEDLING, E. SVETICH-WILL R. SCHMIDT (2012). « Effects of Repeated Insecticide Pulses on Macroinvertebrate Drift in Indoor Stream Mesocosms », *Aquatic Toxicology*, vol. 122-123, p. 56-66.
- BERNIER, D. (2013). « Résistance aux pesticides », communication dans le cadre du cours Gestion agroenvironnementale des entreprises agricoles, Université Laval, 12 novembre 2013. Danielle Bernier, spécialiste en malherbologie, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.
- BERRYMAN, D., I. GIROUX (1994). *La contamination des cours d'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive de maïs au Québec, campagnes d'échantillonnage de 1992 et 1993*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, 134 p, 5 annexes.
- BOILY, M., B. SARRASIN, C. DEBLOIS, P. ARAS, M. CHAGNON (2013). « Acetylcholinesterase in Honey Bees (*Apis mellifera*) Exposed to Neonicotinoïds, Atrazine and Glyphosate: Laboratory and Field Experiments », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 20, n° 8, p. 5603-5614.
- BÖTTGER, R., M. FEIBICKE, J. SCHALLER, G. DUDEL (2013). « Effects of Low-dosed Imidacloprid Pulses on the Functional Role of the Caged Amphipod *Gammarus roeselii* in Stream Mesocosms », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 93, p. 93-100.
- CCME (2008). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Chlorpyrifos*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, extrait de la publication n° 1300, ISBN 1-896997-36-8, 10 p.
- CCME (2012). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Glyphosate*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, extrait de la publication n° 1300, ISBN-1-896997-36-8, 11 p.
- CIRC (2015). *IARC Monographs Volume 112 : Evaluation of Five Organophosphate Insecticides and Herbicides*, mars 2015, Centre international de recherche sur le cancer / International Agency for Research on Cancer, Organisation mondiale de la santé/World Health Organization, 2 p.
- DION, S. (2014). Communication personnelle, Direction des matières dangereuses et des pesticides.
- GILL, R.J., O. RAMOS-RODRIGUEZ, N.E. RAINE (2012). « Combined Pesticide Exposure Severely Affects Individual and Colony-Level Traits in Bees », *Nature*, vol. 491, n° 7422, p. 105-119.
- GIROUX, I. (2014). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec – Zones de vergers et de pommes de terre, 2010 à 2012*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-71747-8 (PDF), 55 p. + 5 annexes.
- GIROUX, I., L. PELLETIER (2012). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Bilan dans quatre cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2008, 2009 et 2010*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-64159-9 (PDF), 46 p. et 3 annexes.
- GIROUX, I., B. SARRASIN (2011). *Pesticides et nitrates dans l'eau souterraine près de cultures de pommes de terre – Échantillonnage dans quelques régions du Québec en 2008 et 2009*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ISBN 978-2-550-61396-1, 31 p. 5 annexes.

GIROUX, I. (2010). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Bilan dans quatre cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2005, 2006 et 2007 et dans des réseaux de distribution d'eau potable*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 78 p.

GIROUX, I., C. ROBERT, N. DASSYLVA (2006). *Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Bilan dans des cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2002, 2003 et 2004 et dans les réseaux de distribution d'eau potable*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Direction des politiques de l'eau et Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ISBN 2-550-46504-0, 57 p. et 5 annexes.

GIROUX, I. (2002). *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture de maïs et de soya au Québec – Campagnes d'échantillonnage de 1999, 2000 et 2001 et évolution temporelle de 1992 à 2001*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 45 p. et 5 annexes.

GIROUX, I. (1999). *La contamination de l'eau par les pesticides dans les régions en culture de maïs et de soya au Québec – Campagnes d'échantillonnage 1996, 1997 et 1998*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction des écosystèmes aquatiques, 24 p. et 5 annexes.

GIROUX, I., M. DUCHEMIN, M. ROY (1997). *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive du maïs au Québec – Campagnes d'échantillonnage de 1994 et 1995*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, 54 p. et 6 annexes.

GOVERNEMENT DU QUÉBEC (2014). « OGM, Source d'information sur les organismes génétiquement modifiés ». En ligne. [<http://www.ogm.gouv.qc.ca/index.htm>].

GOULSON, D. (2013). « An Overview of the Environmental Risks Posed by Neonicotinoid Insecticides », *Journal of Applied Ecology*, p. 1-11.

JONES, D.K., J.I. HAMMOND, R.A. RELYEA (2011). « Competitive Stress can Make the Herbicide Roundup More Deadly to Larval Amphibians », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 30, n° 2, p. 446-454.

LEBLANC, H.M., J.M. CULP, D.J. BAIRD, A.C. ALEXANDER, A.J. CESSNA (2012). « Single Versus Combined Lethal Effects of Three Agricultural Insecticides on Larvae of the Freshwater Insect *Chironomus dilutus* », *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 63, p. 378-390.

MDDEP (2009). *Critères de qualité de l'eau de surface*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-57559-7 (PDF), 506 p. et 16 annexes.

MDDEFP (2012). *Indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et son application en milieu agricole – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-66035-4 (PDF), 72 p. (dont 7 annexes).

MDDEFP (2013). *Critères de qualité de l'eau de surface, 3^e édition*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 510 p. + 16 annexes.

MDDELCC (2014a). *Bilan des ventes de pesticides au Québec, année 2011*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction des politiques agricoles et des pesticides, ISBN 978-2-550-70311-2 (PDF), 60 p.

MDDELCC (2014b). « Données du Programme de surveillance du climat », Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

MELA, M., I.C. GUILOSKI, H.B. DORIA, M.A.F. RANDI, C.A. DE OLIVEIRA RIBEIRO, L. PEREIRA, A.C. MARASCHI, V. PRODOCIMO, C.A. FREIRE, H.C. SILVA DE ASSIS (2013). « Effects of the Herbicide Atrazine in Neotropical Catfish (*Rhamdia quelen*) », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 93, p. 13-21.

MOHR, S., R. BERGHAIN, R. SCHMIEDICHE, V. HUBNER, S. LOTH, M. FEIBICKE, W. MAILLAIN J. WOGRAM (2012). « Macroinvertebrate Community Response to Repeated Short-Term Pulses of the Insecticide Imidacloprid », *Aquatic Toxicology*, vol. 110-111, p. 25-36.

MOISAN, J., L. PELLETIER (2008). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2008*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-53591-1, 86 p. et 6 annexes.

MORRISSEY, C.A., P. MINEAU, J.H. DEVRIES, F. SANCHEZ-BAYO, M. LIESS, M.C. CAVALLARO, K. LIBER (2015). « Neonicotinoid Contamination of Global Surface Waters and Associated Risk to Aquatic Invertebrates: A Review », *Environment International*, vol. 74, p. 291-303.

NOGAROL, L.R., A.L. BROSSI-GARCIA, C.S. FONTANETTI (2012). « Surface Morphology of *Diplodon expansus* (Küster, 1856: Mollusca, Bivalvia, Hyriidae) Gill Filaments After exposure to Environmentally Relevant Concentrations of Atrazine Herbicide », *Microscopy Research and Technique*, vol. 75, p. 807-813.

PAETOW, L.J., J.D. MCLAUGHLIN, R.I. CUE, B.D. PAULI, D.J. MARCOGLIESE (2012). « Effects of Herbicides and the Chytrid Fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* on the Health of Post-metamorphic Northern Leopard Frogs (*Lithobates pipiens*) », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 80, p. 372-380.

RASMUSSEN, J.J., P. WIBERG-LARSEN, A. BAATTRUP-PEDERSEN, N. FRIBERG, B. KRONVANG (2012). « Stream Habitat Structure Influences Macroinvertebrates Response to Pesticides », *Environmental Pollution*, vol. 164, p. 142-149.

RICHARD, Y., I. GIROUX (2004). *Impact de l'agriculture sur les communautés benthiques et piscicoles du ruisseau Saint-Georges (Québec, Canada)*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 28 p. et 2 annexes. Disponible à l'adresse : www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/assomption/St_Georges.htm

RELYEA, R.A. (2006). « The Impact of Insecticides and Herbicides on the Biodiversity and Productivity of Aquatic Communities: response », *Ecological Applications*, vol. 15, p. 1527-1532.

ROESSINK, I., L.B. MERGA, H.J. ZWEERS, P.J. VAN DEN BRINK (2013). « The Neonicotinoid Imidacloprid Shows High Chronic Toxicity to Mayfly Nymphs », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 32, n° 5, p. 1096-1100.

SAMSON-ROBERT, O., G. LABRIE, M. CHAGNON, V. FOURNIER (2014). « Neonicotinoid-Contaminated Puddles of Water Represent a Risk of Intoxication for Honey Bees », *PLOS-One*, vol. 9, n° 12: e108443. doi:10.1371/journal.pone.0108443.

SANTOS, T.G., C.B.R. MARTINEZ (2012). « Atrazine Promotes Biochemical Changes and DNA Damage in a Neotropical Fish Species », *Chemosphere*, vol. 89, p. 1118-1125.

STATISTIQUE CANADA (2014). « Tableau 001-0010 : Estimation de la superficie, du rendement, de la production et du prix moyen à la ferme des principales grandes cultures en unités métriques ». En ligne. [\[http://www5.statca.gc.ca/cansim/a26\]](http://www5.statca.gc.ca/cansim/a26).

STONE, W.W., R.J. GILLIOM, K.R. RYBERG (2014). « Pesticides in U.S. Streams and rivers: Occurrences and Trends during 1992-2011 », *Environmental Science & Technology*, vol. 48, n° 19, p. A-F.

VAN DER SLUIJS, J.P., V. AMARAL-ROGERS, L.P. BELZUNCES, M.F.I.J. BIJLEVELD VAN LEXMOND, J-M. BONMATIN, M. CHAGNON, C.A. DOWNS, L. FURLAN, D.W. GIBBONS, C. GIORIO, V. GIROLAMI, D. GOULSON, D.P. KREUTZWEISER, C. KRUPKE, M. LIESS, E. LONG, M. McFIELD, P. MINEAU, E.A.D. MITCHELL, C.A. MORRISSEY, D.A. NOOME, L. PISA, J. SETTELE, N. SIMON-DELSO, J.D. STARK, A. TAPPORO, H. VAN DYCK, J. VAN PRAAGH, P.R. WHITEHORN, M. WIEMERS (2014). « Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the Risks of Neonicotinoids and Fipronil to Biodiversity and Ecosystem Functioning. Editorial », *Environmental Science and Pollution Research*. Disponible à l'adresse : http://www.lpo.fr/images/Presse/cp/2014/impact_pesticides/WIA_The_following_is_a_summary_of_the_conclusions_chapter_that_will_appear_in_Environmental_Sciences_and_Pollution_Research.pdf.

VAN DIJK, T., M.A. VAN STAALDUINEN, J.P. VAN DER SLUIJS (2013). « Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid », *PLOS-One*, vol. 8, n° 5, p. 1-10. doi: 10.1371/journal.pone.0062374.

Annexe 1 Principaux pesticides homologués dans les cultures de maïs et de soya

Principaux pesticides homologués dans le maïs

	Ingrédient actif	Nom commercial
HERBICIDES	Atrazine	AATREX 480, CONVERGE 480
	Atrazine/dicamba	MARKSMAN, PROPERO
	Atrazine/mésotrione	LUMAX EZ, LUMAX SE
	Bentazone	BASAGRAN, BASAGRAN FORTE
	Bentazone/atrazine	LADDOK
	Bromoxynil	PARDNER, KORIL 235
	Bromoxynil/MCPA	BUCTRIL, BADGE, BROMOX
	Carfentrazone-éthyl	AIM EC
	Clopyralide/flumetsulame	FIELDSTAR
	2,4-DB	EMBUTOX, CALIBER, COBUTOX
	Dicamba	BANVEL
	Dicamba/primisulfuron méthyle	SUMMIT
	Diflufenzopyr/dicamba	DISTINCT
	Diméthénamide	FRONTIER
	Diméthénamide/saflufenacil	INTEGRITY
	EPTC	ERADICANE, EPTAM
	Flufenacet/métribuzine	AXIOM
	Flumetsulame	FLUMETSULAME
	Foramsulfuron	OPTION
	Foramsulfuron/iodosulfuron-méthyl	TRIBUTE
	Glufosinate d'ammonium	LIBERTY
	Glyphosate	ROUNDUP, GLYPHOS, CREDIT, TOUCHDOWN
	Glyphosate/ <i>s</i> -métolachlore/mésotrione	HALEX
	Isoxaflutole	CONVERGE 75 WDG, CONVERGE PRO, CONVERGE FLEXX
	Linuron	LOROX, LINURON
	Mésotrione	CALLISTO, ENGARDE
	<i>s</i> -Métolachlore	DUAL II MAGNUM
	<i>s</i> -Métolachlore/atrazine	PRIMEXTRA II MAGNUM
	Métribuzine	SENCOR, LEXONE
	Nicosulfuron	ACCENT, ULTIM 37,4 DF
	Paraquat	GRAMOXONE
	Pendiméthaline	PROWL
	Primisulfuron-méthyl	BEACON
Prosulfuron	PEAK	
Rimsulfuron	ELIM	
Rimsulfuron/nicosulfuron	ULTIM	
Saflufenacil	ERAGON	
Simazine	SIMAZINE, PRINCEP NINE-T	
Tembotrione/thiencarbazonne	VIOS G3	
Topramezone	IMPACT	
INSECTICIDES	<i>Bacillus thuringiensis</i> (Bt)	DIPEL, BIOPROTEC
	Bt transgénique	-
	Carbaryl	SEVIN
	Chlorantraniliprole	CORAGEN
	Chlorpyrifos	LORSBAN, PYRIFOS
	Cyperméthrine	RIPCORDER, UP-CYDE
	Deltaméthrine	DECIS
	Endosulfan	THIONEX
	Lambda-cyhalothrine	MATADOR, SILENCER
	Malathion	MALATHION, FYFANON
	Perméthrine	AMBUSH, POUNCE, PERM-UP
	Spiromesifen	OBERON
	Tefluthrine	FORCE
	Trichlorfon	DYLOX
	FONGICIDES	Azoxystrobine/propiconazole
Propiconazole		TILT, PIVOT, BUMPER
TRAITEMENTS DE SEMENCES	Azoxystrobine (F)	DYNASTY, DYNASTY 100FS
	Carbathiine/thiram (F)	VITAFLO
	Clothianidine (I)	PONCHO
	Diazinon/Captane (I/F)	AGROX B-Z, AGROX CD
	Fludioxonil (F)	MAXIM
	Imidaclopride (I)	GAUCHO
	Métalaxyl (F)	ALLEGIANCE, APRON
	Pyraclostrobin (F)	BAS 500 F ST, CRUISER
FUMIGANTS	1,3-Dichloropropène/cChloropicrine	TELONE C17
	Métam-sodium	BUSAN, METAM-SODIUM, VAPAM, ENGAGE

Annexe 1 Principaux pesticides homologués dans les cultures de maïs et de soya (suite)

Principaux pesticides homologués dans le soya

	Ingrédient actif	Nom commercial
HERBICIDES	Acifluorène	BLAZER
	Bentazone	BASAGRAN, BASAGRAN FORTE
	Bentazone/imazamox	VIPER
	Carfentrazone-éthyl	AIM EC
	Chlorimuron-éthyl	CLASSIC
	Chlorimuron-éthyl, thifensulfuron-méthyl	RELIANCE
	Chloransulame-méthyl	FIRSTRATE
	Cléthodime	SELECT
	Clomazone	COMMAND 360 ME
	Diclofop-méthyl	HOE-GRASS E 284
	Diméthénamide	FRONTIER
	Diquat	REGLONE
	Éthalfuraline	EDGE DC
	Fénoxaprop-éthyl	EXCELL
	Fluazifop-butyl	VENTURE
	Flufenacet, métribuzine	AXIOM
	Flumetsulame	FLUMETSULAM
	Flumetsulame/ γ -métolachlore	BROADSTRIKE DUAL MAGNUM
	Fomesafène	REFLEX
	Flumioxazine	VALTERA, CHÂTEAU
	Glufosinate	LIBERTY
	Glyphosate	ROUNDUP, GLYPHOS, CREDIT, TOUCHDOWN
	Imazéthapyr	PURSUIT
	Imazéthapyr/pendiméthaline	VALOR
	Linuron	LOROX, LINURON
	γ -Métolachlore	DUAL MAGNUM
	Métribuzine	METRIBUZINE, LEXONE, SENCOR
Paraquat	GRAMOXONE	
Quizalofop-p-éthyle	ASSURE	
Saflufenacil	ERAGON	
Thifensulfuron-méthyle	PINNACLE	
Trifluraline	TREFLAN, RIVAL, BONANZA	
INSECTICIDES	Chlorantraniliprole	CORAGEN
	Diméthoate	CYGON, LAGON
	Lambda-cyhalothrine	MATADOR, SILENCER
	Spirotetramate	MOVENTO
FONGICIDES	Azoxystrobine	QUILT
	Bacillus subtilis	SERENADE
	Metconazole	CARAMBA
	Propiconazole	TILT
	Propiconazole/trifloxystrobine	STRATEGO
	Pyraclostrobine	HEADLINE
	Tebuconazole	FOLICUR
Thirame	THIRAM	
TRAITEMENTS DE SEMENCES	Azoxystrobine (F)	DYNASTY, DYNASTY 100FS
	Carbathiine/thiram (F)	VITAVAX, VITAFLO
	Fludioxonil (F)	MAXIM
	Fludioxonil/métalaxyl (F)	APRON
	Fludioxonil/métalaxyl/thiaméthoxame (F/I)	CRUISER MAX, APRON MAX
	Imidaclopride (I)	STRESS SHIELD, ACCELERON IX 409
Métalaxyl/trifloxystrobine (F)	TRILEX	
FUMIGANT	Métam-sodium	BUSAN, METAM-SODIUM, VAPAM, ENGAGE

Source : Santé Canada, 2014. En ligne. [<http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/pest/registrant-titulaire/tools-outils/label-etiq-fra.php>].

Annexe 2 Méthodologie

Emplacement et coordonnées des stations échantillonnées

Rivière	Numéro BQMA ¹	Coordonnées ²
Réseau de base		
Chibouet	3030038	45,789366 -72,852286
Des Hurons	3040007	45,490752 -73,185739
Saint-Régis	3080001	45,399310 -73,563918
Saint-Zéphirin	3010046	46,130830 -72,599232
Réseau -rivières		
2012		
L'Assomption	5220003	45,749205 -73,469501
L'Achigan	5220005	45,848276 -73,448224
Rouge	4010127	45,553702 -74,334081
Chaloupe	5230001	46,066829 -73,181641
Bayonne	5240001	46,094527 -73,172902
Chicot	5250002	46,125722 -73,145157
Châteauguay	3090001	45,280533 -73,801917
De la Tortue	3070015	45,393169 -73,537198
Delisle	4610001	45,290602 -74,183967
2013		
L'Acadie	3040116	45,426693 -73,362706
Du Loup	5280001	46,244916 -72,925196
Mascouche	4640003	45,721045 -73,58226
Noire	3030003	45,495667 -72,904091
À la Barbue	3030096	45,481575 -72,980467
Saint-Germain	3020033	45,901209 -72,501595
Maskinongé	5260003	46,182125 -73,033465
Yamachiche	5300004	46,273303 -72,805299
Champlain	5020006	46,467738 -72,331895
2014		
Yamaska	3030023	46,004881 -72,910691
Saint-François	3020031	46,067644 -72,815758
Nicolet	3010008	46,154213 -72,537659
Gentilly	2390001	46,382571 -72,336232
Bécancour	2400004	46,35268 -72,438806

¹. Base de données sur la qualité des milieux aquatiques

². NAD 83, degrés décimaux.

Fréquence d'échantillonnage

L'analyse des résultats de l'échantillonnage quotidien effectué dans la rivière à la Barbue en 1992 avait démontré que le prélèvement de trois échantillons par semaine permettait de vérifier de façon optimale la fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau (Berryman et Giroux, 1994). Jusqu'à 2009, c'est donc cette fréquence d'échantillonnage qui avait été utilisée. Sur la base d'une nouvelle analyse statistique démontrant que la perte d'information n'était que minime pour la plupart des herbicides le plus souvent détectés, la fréquence d'échantillonnage est passée à deux fois par semaine. À partir de 2010, c'est donc cette fréquence d'échantillonnage qui a été appliquée de la mi-mai à la mi-août aux quatre stations. Toutefois, l'analyse statistique montrait une perte d'information, soit une diminution de 5 % à 15 % de la probabilité de détecter les insecticides.

Méthode d'échantillonnage

Des personnes habitant à proximité du lieu d'échantillonnage ont été engagées pour effectuer l'échantillonnage. Les échantillons d'eau sont prélevés à gué ou à partir d'un pont. Dans le cas de l'échantillonnage à partir d'un pont, les bouteilles sont fixées à un support métallique lesté d'un bloc de plomb. Des bouteilles de verre clair servent à effectuer le prélèvement. Après le prélèvement, le dessous du bouchon est couvert d'un papier d'aluminium afin d'éviter l'adsorption des pesticides sur le plastique du bouchon. Pour le glyphosate, les échantillons sont prélevés à l'aide de bouteilles de plastique. Les échantillons sont conservés au frais dans des glacières jusqu'à leur arrivée au laboratoire du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). On rencontre les personnes engagées pour l'échantillonnage chaque été afin de vérifier leurs techniques de prélèvement.

Méthodes d'analyse des pesticides et limites de détection

OPS+ (MA. 400 – PEST 1.0 à partir de l'année 2012)

Les pesticides sont extraits de l'échantillon avec du dichlorométhane. L'extrait est réduit à un petit volume et est ensuite concentré sous jet d'argon. Les pesticides sont séparés sur une colonne de chromatographie en phase gazeuse et détectés par spectrométrie de masse. Les concentrations de pesticides contenues dans l'échantillon sont calculées en comparant les surfaces des pics des produits de l'échantillon à celles de solutions étalons de concentrations connues. Un contrôle de qualité de la méthode est effectué sur chaque échantillon à l'aide d'étalons d'extraction (malathion-D10 et atrazine-D5) et d'étalons d'injection (trifluraline-D14 et chlorpyrifos-D10).

Phénoxyacides ou aryloxyacides (PESARY) (MA. 400-P.Chlp 1.0)

L'échantillon est acidifié à l'aide de H₂SO₄ (5 ml de H₂SO₄ 10N par litre d'eau), pour obtenir un pH < 2 afin de favoriser la forme non ionisée des acides. Les aryloxyacides sont extraits sur une colonne de type octadécyle (C₁₈) et sont élués à l'aide d'un mélange de dichlorométhane et de méthanol. L'éluat recueilli est évaporé presque à sec sous atmosphère d'argon et estérifié avec une solution de diazométhane.

Les pesticides dérivés sont ensuite purifiés sur une colonne de gel de silice et transférés dans l'acétate d'éthyle. Ils sont analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse en mode balayage d'ions. Le temps de rétention ainsi qu'un groupe d'ions caractéristiques permettent l'identification de chacun des composés présents. Les concentrations de pesticides contenues dans l'échantillon sont calculées en comparant les surfaces des pics des produits de l'échantillon à celles de solutions étalons de concentrations connues. Un contrôle de qualité est effectué sur chaque échantillon à l'aide de marqueurs isotopiques (dicamba-D3 et 2,4-D-D3) utilisés comme étalons d'extraction, de deux étalons d'injection (1,3,5-tribromobenzène et 2,3,3',4,6-pentachlorobiphényle) et d'un étalon de dérivation (2,3-D).

Glyphosate et AMPA (MA. 403 – GlyAmp 1.0 et MA. 400 – Glyphosate [2003-2014])

MA. 403 – GlyAmp 1.0

L'échantillon est extrait sur des résines échangeuses d'ions. Tout d'abord, on traite une colonne constituée de résine Chelex[®] 100 avec du FeCl₃. Par la suite, 50 ml d'échantillon acidifié à l'aide de HCl (pH 1,6-2,0) sont ajoutés en tête de colonne et, après divers traitements, l'éluat est effectué à l'aide de HCl 6N. Cet extrait est ensuite purifié sur résine AG1-X8[®] 200-400 mesh (forme chlorure). L'éluat est encore une fois pratiqué à l'aide de HCl 6N. L'extrait est ensuite évaporé à sec et reconstitué en ajoutant 5 ml d'eau Nanopure[®]. Le pH est ajusté à 3-4.

L'extrait est filtré sur 0,45 µm. La quantification est effectuée à l'aide d'un chromatographe en phase liquide muni d'une colonne chromatographique de type cationique. Le système est muni d'un réacteur post-colonne. La réaction consiste en une hydrolyse à l'aide d'une solution d'hypochlorite de calcium suivie d'un ajout d'OPA-thiofluor, qui réagit avec l'amine primaire formée précédemment, ce qui produit un composé fluorescent qui est détecté à l'aide d'un détecteur approprié.

MA. 400 – Glyphosate

Un volume de 80 ml est acidifié à pH 1. Après 15 minutes, l'échantillon est neutralisé et mélangé avec le Fmoc-Cl et un tampon de borate. Après une heure, on élimine le surplus de Fmoc par extraction avec le dichlorométhane. L'échantillon est ensuite passé sur une colonne SPE Oasis HLB, puis élué avec du méthanol basique. Finalement, on injecte l'éluant dans un chromatographe en phase liquide couplé à un spectromètre de masse en tandem.

Les concentrations de glyphosate, d'AMPA et de glufosinate contenues dans l'échantillon sont calculées à l'aide d'une courbe d'étalonnage linéaire obtenue à partir de solutions extraites.

Imidaclopride et ses produits de dégradation (MA. 403 – IMIDA 1.1)

On effectue une extraction liquide-solide dans l'échantillon à l'aide d'une cartouche C₁₈. L'élution des composés d'intérêt est pratiquée à l'aide de méthanol acidifié contenant de la diéthylamine. Après une évaporation à sec, l'extrait est recomposé dans la phase mobile contenant l'étalon d'injection, soit l'atrazine-D5. La quantification est réalisée à l'aide d'un chromatographe en phase liquide couplé à un spectromètre de masse en tandem (LC-MS/MS), en mode MRM (*multiple reaction monitoring*). La colonne chromatographique est de type C₈. Un contrôle de qualité de la méthode est effectué sur chaque échantillon à l'aide d'étalon d'extraction (imidaclopride-D4 et clothianidine-D3)

Flumetsulame, rimsulfuron, imazéthapyr et nicosulfuron (MA. 403 – FRIN 1.2)

Les échantillons contenant les pesticides sont injectés directement sur une colonne C₁₈ et sont analysés par chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem (MS-MS). La concentration des produits trouvés dans l'échantillon est calculée en comparant la surface du pic de l'échantillon aux pics obtenus à l'aide de solutions étalons. Dans chaque série d'analyses, un blanc de méthode, un matériau de référence ainsi qu'un ajout dans l'échantillon sont analysés. L'atrazine-D5 est utilisé comme étalon d'extraction et le terbutryn comme étalon d'injection.

Pes-Golf

Les pesticides sont extraits de l'échantillon avec du dichlorométhane. L'extrait est réduit à un petit volume et est ensuite concentré sous jet d'argon. Les pesticides sont séparés sur une colonne de chromatographie en phase gazeuse et détectés par spectrométrie de masse. Les concentrations de pesticides dans l'échantillon sont calculées en comparant les surfaces des pics des produits de l'échantillon à celles de solutions étalons de concentrations connues. Un contrôle de qualité de la méthode est effectué sur chaque échantillon à l'aide d'étalons d'extraction (malathion-D10 et atrazine-D5) et d'étalons d'injection (trifluraline-D14 et chlorpyrifos-D10). Comme cette analyse a été effectuée dans la rivière Mascouche seulement, les limites de détection des 19 paramètres couverts ne sont pas listées dans le tableau qui suit.

Contrôles de qualité en laboratoire

Chaque certificat d'analyse reçu porte une mention relativement au pourcentage de recouvrement (ou de récupération) des substances étalons utilisées au moment de l'analyse. Cela permet de vérifier l'efficacité de l'analyse. Lorsque le pourcentage de recouvrement n'est pas satisfaisant, le certificat porte une mention spéciale indiquant ce faible recouvrement. Ces échantillons, qui portent la mention « RNF » représentent habituellement moins de 5 % des résultats.

Contrôles de qualité terrain

Durant la période d'étude 2011-2014, 16 blancs de terrain ont été effectués, soit 4 blancs par année (1 pour chaque rivière, chaque année). Pour chacune des rivières, tous les paramètres ont été analysés dans les blancs. Ces blancs de terrain permettent de voir si un polluant est introduit dans la procédure d'une autre façon que par l'eau (p. ex., présence dans l'air lors de l'échantillonnage ou du transport). Le glyphosate a été détecté dans deux blancs réalisés lors d'une même tournée d'échantillonnage (29 juin 2011 aux rivières Chibouet et Saint-Régis), mais de 2012 à 2014, aucun pesticide n'a été détecté dans les blancs. Pour le moment, on ignore ce qui a pu causer ce problème.

Limites de détection des pesticides analysés de 2011 à 2014 (µg/l)

OPS+	2011	2012	2013	2014	OPS+	2011	2012	2013	2014
Aldrine	-	-	0,06	0,01	EPTC	0,01	0,03	0,03	0,02
Atrazine	0,02	0,02	0,02	0,01	Fénirothion	0,03	0,03	0,03	0,02
Dééthyl-atrazine	0,02	0,02	0,02	0,02	Fludioxonil	-	-	0,04	0,03
Déisopropyl-atrazine	0,02	0,02	0,02	0,01	Fonofos	0,01	0,01	0,01	0,01
Azinphos-méthyl	0,1	0,1	0,1	0,1	Iprodion	-	-	-	0,08
Azoxystrobine	-	-	-	0,1	Linuron	0,07	0,07	0,07	0,06
Bendiocarbe	0,03	0,04	0,04	0,02	Malathion	0,02	0,02	0,02	0,02
Boscalide	-	-	-	0,07	Métalaxyl	-	-	-	0,05
Bromacil	-	-	-	0,12	Méthidathion	0,03	0,06	0,06	0,03
Busan	0,04	0,04	0,04	0,03	Méthoxychlore	0,01	0,02	0,02	0,02
Butilate	0,01	0,03	0,03	0,03	Méthyl-parathion	0,02	0,02	0,02	0,02
Captafol	0,03	0,04	0,04	0,04	s-Métolachlore	0,01	0,01	0,01	0,01
Captane	0,05	0,06	0,06	0,02	Métribuzine	0,03	0,03	0,03	0,01
Carbaryl	0,05	0,05	0,05	0,04	Mévinphos	0,03	0,03	0,04	0,03
Carbofuran	0,05	0,05	0,05	0,02	Myclobutanil	0,04	0,04	0,04	0,02
Carfentrazone-éthyl	-	-	-	0,03	1-Naphtol	0,06	0,07	0,07	0,04
Chlorfenvinfos	0,06	0,07	0,07	0,04	Napropamide	0,06	0,06	0,06	0,06
Chlorothalonil	0,04	0,04	0,04	0,04	Parathion	0,04	0,04	0,04	0,02
Chloroxuron	0,05	0,05	0,05	0,18	Pendiméthaline	-	-	-	0,03
Chlorpropham	-	-	-	0,03	Perméthrine	0,03	0,09	0,09	0,13
Chlorpyrifos	0,02	0,02	0,02	0,01	Phorate	0,03	0,05	0,05	0,02
Cyanazine	0,03	0,03	0,03	0,03	Phosalone	0,03	0,04	0,04	0,03
Cyhalothrine	0,02	0,04	0,04	0,04	Phosmet	0,03	0,05	0,05	0,05
Cyperméthrine	0,05	0,07	0,07	0,07	Pirimicarbe	0,05	0,05	0,05	0,03
Deltaméthrine	0,04	0,1	0,1	0,08	Propoxur	0,03	0,03	0,03	0,02
Diazinon	0,02	0,01	0,01	0,01	Propiconazole	-	-	-	0,24
Dichlobénil	0,02	0,04	0,04	0,04	Propyzamide	-	-	-	0,03
2,6-Dichlorobenzamide (BAM)	0,02	0,02	0,02	0,02	Pyraclostrobin	-	-	0,21	0,33
Dichlorvos	0,03	0,05	0,05	0,05	Quintozène	-	-	-	0,03
Dieldrine	-	-	0,03	0,02	Simazine	0,01	0,01	0,01	0,01
Diméthazone	-	-	-	0,03	Tébutiuron	0,31	0,31	0,31	0,24
Diméthénamide	0,02	0,02	0,02	0,02	Terbufos	0,03	0,05	0,05	0,04
Diméthoate	0,03	0,03	0,03	0,02	Trifloxystrobine	-	-	-	0,03
Diméthomorphe	0,12	0,42	0,42	0,17	Trifluraline	0,01	0,01	0,01	0,02
Disulfoton	0,02	0,02	0,02	0,01	Trinexapac-éthyl	-	-	-	0,75
Diuron	0,28	0,28	0,28	0,28	Triticonazole	-	-	-	0,34

PESARY	2011	2012	2013	2014	FRIN	2011	2012	2013	2014
2,4-D	0,02	0,02	0,02	0,02	Flumetsulame	0,007	0,007	0,007	0,007
2,4-DB	0,02	0,02	0,02	0,02	Imazapyr	0,003	0,003	0,003	0,003
2,4-DP	0,03	0,03	0,03	0,03	Imazéthapyr	0,009	0,009	0,009	0,009
2,4,5-T	0,01	0,01	0,01	0,01	Mésotrione	0,01	0,01	0,01	0,01
Bentazone	0,04	0,04	0,04	0,04	Nicosulfuron	0,002	0,002	0,002	0,002
Bromoxynil	0,02	0,02	0,02	0,02	Rimsulfuron	0,001	0,001	0,001	0,001
Clopyralide	0,03	0,03	0,03	0,03	Sulfosulfuron	-	0,001	0,001	0,001
Dicamba	0,03	0,03	0,03	0,03	Chlorantraniliprole	-	-	0,002	0,002
Diclofop-méthyl	0,02	0,02	0,02	0,02	Clothianidine	-	0,002	0,002	0,002
Dinosébe	0,04	0,04	0,04	0,04	Thiaméthoxame	-	-	-	0,001
Fénoprop	0,01	0,01	0,01	0,01	IMIDA				
MCPA	0,01	0,01	0,01	0,01	Acétamipride	0,001	0,002	0,001	0,001
MCPB	0,01	0,01	0,01	0,01	Azoxystrobine	0,001	0,002	0,001	0,001
Mécoprop	0,01	0,01	0,01	0,01	Clothianidine	0,001	0,002	0,001	0,001
Picloram	0,02	0,02	0,02	0,02	Fénamidone	0,001	0,002	0,001	0,001
Triclopyr	0,02	0,02	0,02	0,02	Fénamidone-métabolite	0,001	0,002	0,001	0,001
GLY-AMPA					Imidaclopride	0,001	0,002	0,001	0,001
Glyphosate	0,04	0,04	0,04	0,04	Imidaclopride-urée	0,009	0,016	0,009	0,009
AMPA	0,2	0,2	0,2	0,2	Imidaclopride-guanidine	0,0008	0,0018	0,0008	0,0008
Glufosinate	-	-	-	0,05	Imidaclopride-oléfine	0,0007	0,0014	0,0007	0,0007
					Thiaméthoxame	0,001	0,002	0,001	0,001

Échantillonnage des macroinvertébrés benthiques

Emplacement des stations pour l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques

Rivière	Bassin versant	Coordonnées ¹	Numéro BQMA
Chibouet	Yamaska	45,785040 - 72,86834	03030437
Saint-Zéphirin	Nicolet	46,13051 -72,59948	03010046
Des Hurons	Richelieu	45,55429 -73,10397	03040038
Saint-Régis	Fleuve	45,39360 -73,55853	03080008

¹. NAD 83

Méthode d'échantillonnage pour les cours d'eau à substrat grossier (approche monohabitat)

L'échantillonnage est effectué avec un filet troubleau ou D-net (maille : 600 µm) et les macroinvertébrés sont délogés manuellement sur une surface de 50 cm sur 30 cm pendant 30 secondes (MDDEFP, 2013). Pour chaque station d'échantillonnage, 20 coups de filet sont donnés dans les seuils et les plats courants sur un tronçon de 100 m afin d'obtenir un échantillon composite d'une surface d'environ 3 m². Cet échantillon est conservé dans l'alcool à 95 %. Au laboratoire, les échantillons sont préalablement rincés sur des tamis (plus petite maille : 600 µm), puis déposés dans un plateau de fractionnement Caton d'une superficie de 30 cm sur 36 cm, séparée en 30 carreaux. La méthode de sous-échantillonnage utilisée est basée sur un compte fixe de 200. Des carreaux sont choisis de façon aléatoire jusqu'à l'obtention d'au moins 200 organismes, qui sont ensuite triés et identifiés avec un stéréomicroscope. La plupart des identifications (surtout les insectes) sont effectuées au niveau taxonomique du genre (MDDEFP, 2013a).

Méthode d'échantillonnage pour les cours d'eau à substrat meuble (approche multihabitat)

L'échantillonnage est effectué avec un filet troubleau ou D-net (maille : 600 µm) et les macroinvertébrés sont délogés en passant le filet dans trois habitats ciblés : les débris ligneux (troncs, branches), les berges et les parties submergées des macrophytes. Un échantillon est constitué de 20 coups de filet troubleau dans ces différents habitats, et ce, proportionnellement à la surface que ceux-ci occupent dans la station (100 m). La surface totale échantillonnée par les 20 coups de filet est d'environ 6 m² (0,3 m² x 20 = 6 m²). L'échantillon composite est conservé dans l'alcool à 95 %. Au laboratoire, les échantillons sont préalablement rincés sur des tamis (plus petite maille : 600 µm), puis déposés dans un plateau de fractionnement Caton d'une superficie de 30 cm sur 36 cm, séparée en 30 carreaux. La méthode de sous-échantillonnage utilisée est basée sur un compte fixe de 200. Des carreaux sont choisis de façon aléatoire jusqu'à l'obtention d'au moins 200 organismes, qui sont ensuite triés et identifiés avec un stéréomicroscope. La plupart des identifications (surtout les insectes) sont effectuées au niveau taxonomique du genre (Moisan et Pelletier, 2011).

MDDEFP (2013). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, 2013, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-69169-3 (PDF), 2^e édition, 88 p. (incluant 6 annexes.)

MDDEFP (2012a). *Indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et son application en milieu agricole – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-66035-4 (PDF), 72 p. (dont 7 annexes).

MDDEFP (2012b). *Élaboration d'un indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et mise en application en milieu agricole – Cours d'eau peu profonds à substrat meuble*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-65630-2 (PDF), 62 p. (incluant 10 annexes).

Moisan, J., L. Pelletier (2011). *Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat meuble 2011*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-61166-0 (version PDF), 39 p.

Annexe 3 Analyse statistique des tendances temporelles

Les statistiques descriptives par rivière (nombre d'observations, pourcentage de détection, concentrations moyenne, médiane et maximale) des pesticides détectés ont été calculées. Dans ces calculs, les résultats « traces » ont été remplacés par la valeur qui correspond à la moitié du seuil de détection et les valeurs « non détectées » ont été remplacées par zéro.

Une analyse de covariance (ANCOVA) à l'aide de la procédure MIXED de SAS (logiciel SAS/STAT, version 9 pour Windows de SAS Institute, 2004) a été utilisée pour vérifier les tendances temporelles pour les herbicides détectés dans plus de 50 % des échantillons. L'analyse a été appliquée à l'ensemble de la période de 1992 à 2014 (23 ans), ainsi qu'à la période de 2004 à 2014 (11 ans) pour quelques-uns de ces produits.

La procédure MIXED de SAS permet de tenir compte à la fois des effets fixes, des effets aléatoires et des mesures répétées. Cette procédure est une généralisation de la procédure GLM, qui traite uniquement les modèles linéaires à effets fixes. La procédure MIXED est plus flexible, car elle permet de modéliser les effets aléatoires selon diverses structures prédéterminées de covariance entre les données. Elle est particulièrement intéressante dans le cas présent, puisqu'elle permet de tenir compte d'une corrélation qui diminue dans le temps. En effet, les mesures de pesticides risquent plus d'être corrélées si elles sont rapprochées dans le temps que si elles sont éloignées. La procédure permet aussi de faire des analyses avec un pas d'échantillonnage qui varie dans le temps. L'ANCOVA effectuée à l'aide de cette procédure permet de tenir compte de cet effet dans l'estimation des différences entre les rivières. En outre, la procédure MIXED offre la possibilité de traiter un ensemble de données qui comporte des valeurs manquantes. Il s'agit d'un avantage important dans la présente étude, puisque les dates d'échantillonnage ne sont pas les mêmes pour toutes les rivières et les années.

Après examen des données brutes (limites de détection, moyenne, médiane, min, max, etc.), l'analyse statistique a été effectuée sur les données brutes ayant subi diverses transformations mathématiques, dont la racine carrée, et le logarithme népérien, puis sur les médianes afin d'obtenir la normalité de la distribution des résidus.

Les variables de la base de données sont les rivières (facteur fixe à quatre modalités) et l'année d'échantillonnage (facteur qui peut varier selon le paramètre considéré). Les dates d'échantillonnage ont été transformées en jours juliens (rangs 1 à 365 dans l'année). Le jour julien a servi également de variable de classification des mesures répétitives. Les données de l'étude correspondent à un plan d'échantillonnage avec mesures répétitives, puisque des mesures consécutives ont été effectuées sur des unités expérimentales que constituent les quatre rivières à l'étude. À l'intérieur de chaque unité expérimentale, nous trouvons les divers niveaux du facteur « année ».

Les résultats de l'analyse statistique des concentrations médianes sur l'ensemble de la période (1992-2014) sont présentés dans le cœur du rapport. La présente annexe montre les résultats des analyses statistiques complémentaires effectuées sur l'ensemble de la période 1992-2014, ainsi que celles effectuées uniquement sur la période de 2004 à 2014.

Tendances de la période 1992-2014

L'analyse statistique des **données brutes** (transformation logarithme népérien [Ln]) montre une tendance à la baisse pour l'atrazine et le dicamba et une tendance homogène à la hausse pour le glyphosate et l'imazéthapyr. Notons que pour le glyphosate, les données commencent en 2001 et non en 1992, et que pour l'imazéthapyr, elles commencent en 2002. Pour le δ -métolachlore, la tendance est nulle pour les rivières Chibouet et des Hurons et à la baisse pour les rivières Saint-Régis et Saint-Zéphirin. Le bentazone montre une tendance à la baisse pour toutes les rivières, sauf pour la rivière Saint-Régis où il n'y a pas de tendances significatives.

3A. Tendances des concentrations pour les données brutes ayant subi une transformation Ln

Herbicide / rivière	Estimation de la pente	Probabilité	Tendance globale
Tendance homogène pour les quatre rivières			
Glyphosate	0,2187	< 0,0001	Tendance à la hausse
Imazéthapyr	0,08587	< 0,0001	Tendance à la hausse
Tendance non homogène pour les quatre rivières			
Atrazine			
Chibouet	-0,05839	< 0,0001	Tendance à la baisse
Des Hurons	-0,04423	0,0002	Tendance à la baisse
Saint-Régis	-0,113	< 0,0001	Tendance à la baisse
Saint-Zéphirin	-0,09276	< 0,0001	Tendance à la baisse
Dicamba			
Chibouet	-0,1246	< 0,0001	Tendance à la baisse
Des Hurons	-0,05817	0,0008	Tendance à la baisse
Saint-Régis	-0,04889	0,0044	Tendance à la baisse
Saint-Zéphirin	-0,07186	0,0001	Tendance à la baisse
Métolachlore			
Chibouet	0,01084	0,4006	Pas de tendance
Des Hurons	-0,00288	0,8234	Pas de tendance
Saint-Régis	-0,05154	0,0006	Tendance à la baisse
Saint-Zéphirin	-0,03292	0,0249	Tendance à la baisse
Bentazone			
Chibouet	-0,125	< 0,0001	Tendance à la baisse
Des Hurons	-0,08335	0,0003	Tendance à la baisse
Saint-Régis	-0,0154	0,4854	Pas de tendance
Saint-Zéphirin	-0,139	< 0,0001	Tendance à la baisse

L'analyse des **médianes** montre une baisse de 8,8 % par année pour l'atrazine et de 4,7 % par année pour le β -métolachlore, et une hausse de 31 % par année pour le glyphosate et de 10,9 % par année pour l'imazéthapyr. Pour le bentazone et le dicamba, les tendances sont différentes d'une rivière à l'autre. Pour le bentazone, les concentrations médianes sont à la baisse pour les rivières Chibouet, des Hurons et Saint-Zéphirin, alors qu'il n'y a pas de tendance pour la rivière Saint-Régis. Pour le dicamba, il y a une baisse pour les rivières Chibouet et Saint-Zéphirin, alors qu'il n'y a pas de tendance pour les rivières des Hurons et Saint-Régis.

3B. Tendances des logarithmes des médianes

Herbicide / rivière	Estimation de la pente	Probabilité	Tendance globale
Tendance homogène pour les quatre rivières			
Atrazine	-0,09211	< 0,0001	Baisse de 8,8 % par année
β -Métolachlore	-0,04793	< 0,0001	Baisse de 4,7 % par année
Glyphosate	0,2732	< 0,0001	Hausse de 31 % par année
Imazéthapyr	0,1037	< 0,0001	Hausse de 10,9 % par année
Tendance non homogène pour les quatre rivières			
Bentazone			
Chibouet	-0,1142	< 0,0001	Baisse de 10,8 % par année
Des Hurons	-0,07932	0,0024	Baisse de 8 % par année
Saint-Régis	-0,01629	0,5166	Pas de tendance
Saint-Zéphirin	-0,1984	< 0,0001	Baisse de 18% par année
Dicamba			
Chibouet	-0,1593	< 0,0001	Baisse 15 %
Des Hurons	-0,03418	0,1681	Pas de tendance
Saint-Régis	-0,04728	0,0647	Pas de tendance
Saint-Zéphirin	-0,0791	0,003	Baisse 7,6 %

Tendances de la période 2004-2014

L'analyse sur l'ensemble des données brutes (transformation logarithme népérien [Ln]) de la période de 2004 à 2014 indique une tendance homogène à la baisse pour l'atrazine et le bentazone à toutes les stations. Il n'y a pas de tendance significative pour le *s*-métolachlore. On note finalement une tendance à la baisse pour le dicamba à toutes les stations, sauf celle de la rivière Saint-Régis où la tendance est nulle.

3C. Tendances des concentrations sur l'ensemble des données brutes (transformation Ln) 2004-2014

Herbicide / rivière	Estimation de la pente	Probabilité	Tendance globale
Tendance homogène pour les quatre rivières			
Atrazine	-0,06332	0,0005	Tendance à la baisse
<i>s</i> -Métolachlore	0,02259	0,1316	Pas de tendance
Bentazone	-0,08361	0,0004	Tendance à la baisse
Tendance non homogène pour les quatre rivières			
Dicamba			
Chibouet	-0,2142	< 0,0001	Tendance à la baisse
Des Hurons	-0,1104	0,0019	Tendance à la baisse
Saint-Régis	-0,05499	0,1031	Pas de tendance
Saint-Zéphirin	-0,1291	0,0004	Tendance à la baisse

Quant à elle, l'analyse des concentrations médianes montre une tendance à la baisse de 7,1 % par année pour l'atrazine et de 8 % par année pour le bentazone, alors qu'il n'y a pas de tendance significative pour le *s*-métolachlore. Finalement, le dicamba montre une baisse considérable de 26 % dans la rivière Chibouet et de 20 % dans la rivière Saint-Zéphirin, mais pas de tendance dans les rivières des Hurons et Saint-Régis.

3D. Tendances des concentrations médianes des données transformées Ln (période 2004-2014)

Herbicide / rivière	Estimation de la pente	Probabilité	Tendance globale
Tendance homogène pour les quatre rivières			
Atrazine	-0,07369	< 0,0001	Baisse de 7,1 % par année
<i>s</i> -Métolachlore	0,01988	0,1955	Pas de tendance
Bentazone	-0,08041	0,0071	Baisse de 8 % par année
Tendance non homogène pour les quatre rivières			
Dicamba			
Chibouet	-0,3016	< 0,0001	Baisse de 26 % par année
Des Hurons	-0,08466	0,0909	Pas de tendance
Saint-Régis	-0,08116	0,1063	Pas de tendance
Saint-Zéphirin	-0,2277	< 0,0001	Baisse de 20 % par année

Annexe 4 Sommaire climatologique

Synchronisme de l'échantillonnage et des événements de pluie

Les échantillons d'eau sont prélevés de la mi-mai à la fin août. Puisque les pesticides sont habituellement transportés dans les cours d'eau lors des fortes pluies qui surviennent durant cette période, le tableau qui suit indique, pour chacune des rivières, la proportion des échantillons qu'on estime avoir été prélevée sous l'influence des précipitations et celle prélevée en temps sec. Les échantillons considérés comme représentatifs d'un temps de pluie sont ceux pour lesquels il y a eu une précipitation de plus de 5 mm la journée même du prélèvement, ou encore le lendemain de précipitations de plus de 10 mm, ou lorsque le prélèvement est fait après plusieurs journées consécutives de pluie.

D'une manière générale, les prélèvements ont été faits principalement en période de temps sec (entre 60 et 80 % du temps), alors que les prélèvements en temps de pluie représentent une proportion entre 20 et 40 %. Cette situation pourrait amener à sous-estimer les concentrations présentes en rivière.

Écart par rapport à la normale mensuelle des précipitations

Globalement, l'examen des données des mois considérés pour l'échantillonnage montre parfois des précipitations supérieures à la normale et parfois des valeurs inférieures. Quelques aspects seulement semblent ressortir de l'examen des données de précipitations.

En général, les mois de mai ont été plus pluvieux que la normale dans le bassin des rivières des Hurons et Saint-Régis, ce qui est vrai seulement de 2011 à 2013 pour les rivières Chibouet et Saint-Zéphirin. Un mois de mai pluvieux peut avoir pour effet de retarder les travaux aux champs, donc les applications de pesticides. Cela pourrait faire en sorte que les pics de concentrations surviennent un peu plus tard. Par contre, de fortes pluies en mai immédiatement après des applications de pesticides aux champs favorisent leur transport vers les cours d'eau voisins. Cette situation peut donc jouer dans deux sens différents, soit entraîner des pics élevés de pesticides en mai ou retarder les pics jusqu'au mois de juin.

Les mois de juin de chaque année ont connu plus de pluie que la normale pour le bassin de la rivière Saint-Zéphirin, alors que l'écart à la normale varie beaucoup d'une année à l'autre pour les autres stations.

Les mois de juillet ont été plus secs que la normale pour le bassin des rivières Chibouet et Saint-Zéphirin pour les quatre années d'échantillonnage.

En fait, malgré les points qui précèdent, il est probable que le synchronisme d'un événement de forte pluie après l'application des pesticides et la date d'échantillonnage aient plus d'influence sur la mesure de concentrations élevées de pesticides en rivières que la quantité totale de pluie qui survient pour un mois donné.

Pourcentage des échantillons prélevés en temps de pluie et en temps sec

Année	Nombre de prélèvements	Temps de pluie		Temps sec	
		Nombre	%	Nombre	%
Rivière Chibouet - Station météorologiques Saint-Simon					
2011	30	8	26,6	22	73,3
2012	30	6	20	24	80
2013	30	9	30	21	70
2014	29	8	27,6	21	72,4
Rivière Des Hurons - Station météorologique Marieville					
2011	30	9	30	21	70
2012	30	8	26,7	22	73,3
2013	30	12	40	18	60
2014	29	11	37,9	18	62
Rivière Saint-Régis - Station météorologique Laprairie					
2011	30	6	20	24	80
2012	30	12	40	18	60
2013	30	7	30,4	23	76,7
2014	29	12	41,4	17	58,6
Rivière Saint-Zéphirin - Station météorologique Zéphirin					
2011	30	12	40	18	60
2012	30	8	26,7	22	73,3
2013	30	10	33,3	20	66,7
2014	29	10	34,5	19	65,5

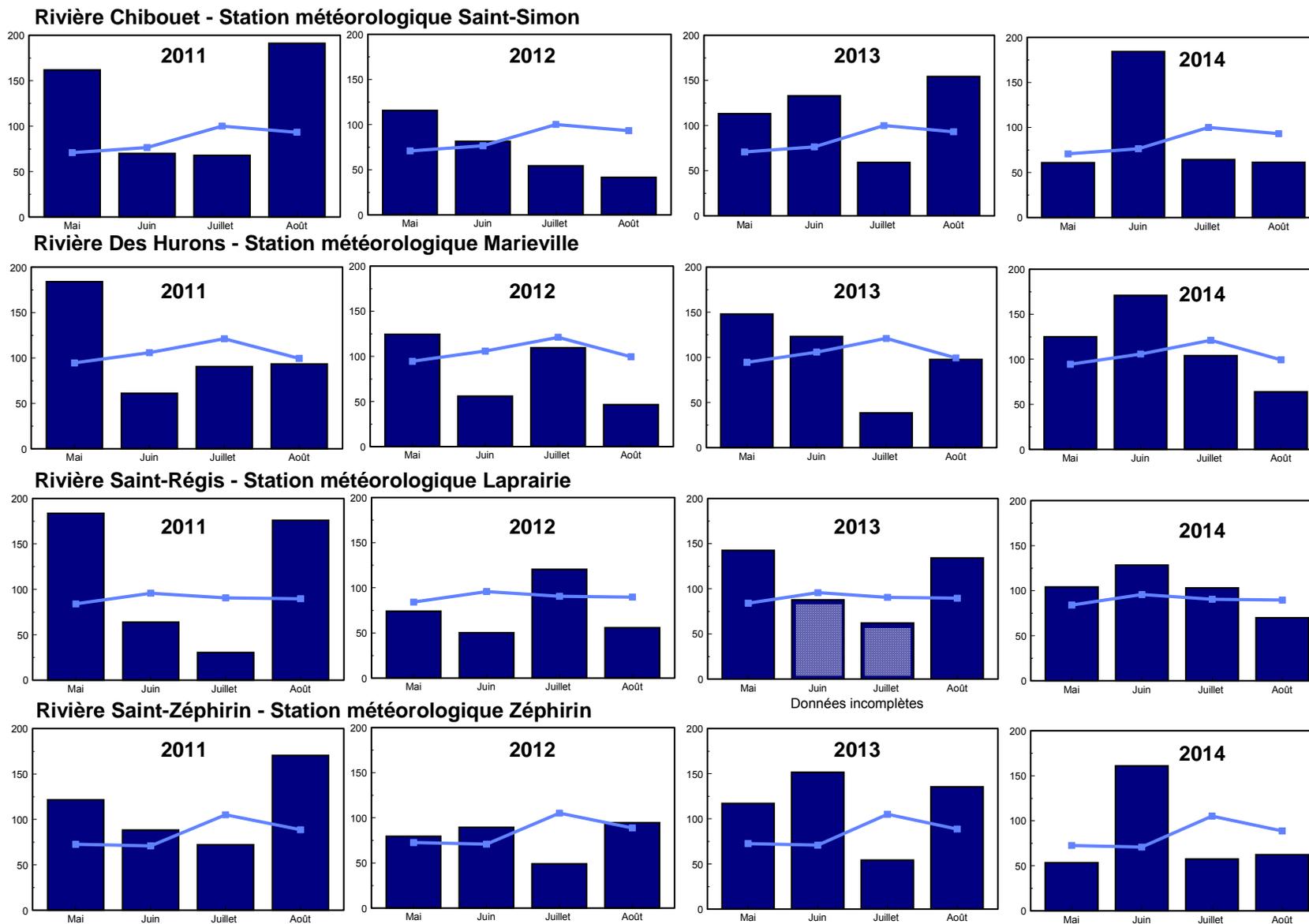
Écart des précipitations totales mensuelles par rapport à la normale pour les mois échantillonnés

Année	Mai		Juin		Juillet		Août	
	Total mm	% Normale %						
Rivière Chibouet - Station météorologiques Saint-Simon								
Normale		70,9		76,6		100,1		93,3
2011	162	228,5+	70	91,4 -	67,8	67,8 -	191,3	205+
2012	115,6	163+	81,5	106,4=	54,3	54,3 -	41,6	44,6 -
2013	113,2	159,7+	132,9	173,5+	59,3	59,3 -	154,4	165,5+
2014	61	86 -	184,4	240,7+	64,4	64,4 -	61,5	65,9 -
Rivière Des Hurons - Station météorologique Marieville								
Normale		94,6		106		121,2		99,5
2011	184	195+	61	58 -	90,5	75 -	93,5	94 =
2012	124,5	132+	56	53 -	109,5	90 =	46,5	47 -
2013	148	156+	123,3	117+	38,5	32 -	97,7	98 =
2014	125	132+	171	161+	104	86 -	64	64 -
Rivière Saint-Régis - Station météorologique Laprairie								
Normale		84,2		95,8		90,6		89,7
2011	183,8	128+	64	67 -	30,4	34 -	176,2	196+
2012	74,1	88 -	50,4	53 -	120,4	133+	55,8	62 -
2013	142,6	169+	(87,8)	-	(62,1)	-	134,3	149+
2014	104,2	124+	128,6	134+	103,2	114+	70,2	78 -
Rivière Saint-Zéphirin - Station météorologique Zéphirin								
Normale		72,7		70,9		105,2		88,8
2011	121,7	167,4+	88,3	124,5+	72,1	68,5 -	170,6	192,1+
2012	79,6	109,5=	89,5	126,2+	49	46,6 -	94,6	106,5=
2013	117,1	161,1+	151,7	213,9+	54,3	51,6 -	135,5	141,3+
2014	53,6	73,7 -	160,9	226,9+	57,6	54,7 -	62,3	70,2 -

Note : La normale est calculée sur 30 ans pour les stations météorologiques de Marieville et La Prairie; normale sur 15 ans pour les stations de Saint-Simon et Zéphirin.

Source : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2014). Données du Programme de surveillance du climat, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Québec.

Précipitations totales mensuelles et écart à la normale



Annexe 5 Proportion des superficies en culture dans les bassins versants de 23 stations du Réseau-rivières échantillonnées pour les pesticides

Rivières	Bassin	Total en cultures	Maïs	Soya	Céréales	Cultures maraîchères	Pomme de terre	Vergers et petits fruits
Proportion de la culture par rapport à la superficie totale du bassin versant (%)								
Rouge	142,49	74,03	23,81	14,4	2,62	0	0	0
Mascouche	419,48	50,99	11,3	9,64	2,49	1,23	0,06	0,17
L'Achigan	651,88	28,31	10,71	3,6	1,7	3,12	0,26	0
Chaloupe	144,6	71,21	21,28	13,96	7,23	4,36	3,36	0
Delisle	168,53	84,22	36,74	6,53	4,37	1,79	0,08	0
À la Tortue	156,74	85,72	32,43	23,25	2,72	8,49	2,13	0,03
L'Acadie	547,13	66,83	30,7	19,12	1,97	1,23	0,03	0,3
À la Barbue	138,61	79,93	43,52	12,48	2,5	1,85	0,42	3,87
Yamaska	4795,74	55,64	25,19	9,24	2,48	0,85	0,06	0,4
L'Assomption	4204,9	17,18	5,71	2,74	1,1	1,45	0,25	0,05
Bayonne	364,12	55,7	18,34	11,19	4,23	1,15	0	0,01
Châteauguay	1476	60,96	21,9	10,52	1,84	3,64	0,48	1,09
Noire	1580,8	49,22	17,73	7,45	1,83	0,2	0,01	0,33
Saint-Germain	274,86	44,03	16,1	7,26	2,12	0,21	0	0,14
Nicolet	3409,66	45,11	11,23	6,53	2,81	0,18	0,26	0,12
Bécancour	2598,69	32,21	4,36	3,2	1,83	0,06	0,09	1,44
Gentilly	316,42	34,18	6,31	8,06	2,88	0,05	0	0,47
Chicot	176,36	37,59	14,73	11,36	2,3	0,32	0	0
Maskinongé	1100,75	11,34	2,69	2,55	0,7	0,09	0	0
Du Loup	1605,01	11,9	3,95	2,36	1,13	0,07	0,08	0
Yamachiche	263,82	20,78	6,48	3,28	1,64	0,41	0,18	0,06
Champlain	313,12	35,19	8,9	6,34	3,11	0,22	0,51	0,05
Saint-François	8695,2	22,41	3,06	1,68	0,98	0,04	0	0,01